



HAL
open science

Observation et modélisation des flux de sable dans les grands cours d'eau

Guillaume Dramais

► **To cite this version:**

Guillaume Dramais. Observation et modélisation des flux de sable dans les grands cours d'eau. Mécanique des fluides [physics.class-ph]. Université de Lyon, 2020. Français. NNT : 2020LYSE1230 . tel-03188258

HAL Id: tel-03188258

<https://theses.hal.science/tel-03188258v1>

Submitted on 1 Apr 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



N° d'ordre NNT : 2020LYSE1230

THÈSE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON

opérée au sein de
l'Université Claude Bernard Lyon 1

École Doctorale ED162
Mécanique, Énergétique, Génie civil, Acoustique

Spécialité de doctorat : Mécanique des fluides

Soutenue publiquement le 26/11/2020 par
Guillaume Dramais

**Observation et modélisation des flux de sable dans les grands
cours d'eau**

Observation and modelling of sand fluxes in large rivers

Jury composé de :

Rodrigues Stéphane, Professeur des Universités, Université de Tours
Verney Romaric, Chercheur, Ifremer Brest
Soares Frazão Sandra, Professeure, Université Catholique de Louvain
Vinkovic Ivana, Professeure des Universités, Université Lyon 1
Santini William, Ingénieur, IRD, Toulouse

Rapporteur
Rapporteur
Examinatrice
Examinatrice
Examineur

Camenen Benoît, Directeur de recherche, INRAE, Lyon
Le Coz Jérôme, ICPEF, INRAE, Lyon

Directeur de thèse
Co-directeur de thèse

Pierrefeu Gilles, Ingénieur, CNR, Lyon

Invité

Table des matières

Remerciements	I
Abstract - Résumé	V
Notations	VII
Liste des variables	VIII
Liste des indices	XI
Liste des opérateurs	XI
Avant-propos	1
1 Introduction	3
1.1 Généralités sur le transport du sable dans les cours d'eau	4
1.1.1 Le voyage du sable dans le bassin versant	4
1.1.2 Réglementation et gestion sédimentaire	7
1.1.3 Modes de transport	8
1.1.4 Suspension et charriage	9
1.1.5 Matières en suspension et sable	10
1.1.6 De l'homogénéité de la concentration en sédiments dans la section	12
1.2 État de l'art des mesures de flux de sable dans les grands cours d'eau	13
1.2.1 De l'évolution des protocoles d'observation des sables dans les grands cours d'eau	13
1.2.2 De l'estimation des bilans de flux de sable	16
1.3 Contexte et objectifs	20
1.3.1 Enjeux scientifiques	20
1.3.2 Objectifs	21
2 Théorie et mesure de la suspension	25
2.1 Caractéristiques des particules	26
2.1.1 Classification des particules	27
2.1.2 Représentation de la granulométrie	28
2.1.3 Vitesse de chute	32
2.2 Caractéristiques de l'écoulement	33
2.2.1 Profil de vitesse	33
2.2.2 Contrainte de cisaillement au fond	35
2.2.3 Paramètre de Shields	35
2.3 Sédiments en suspension	36
2.3.1 Profil de concentration à l'équilibre	37
2.3.2 Profil de Rouse	37

2.3.3	Profil exponentiel	39
2.3.4	La concentration de référence	40
2.4	Calculer le flux solide en suspension	40
2.4.1	La capacité de transport	40
2.4.2	Généralités	41
2.4.3	Formule d'Einstein	41
2.4.4	Formule de Camenen & Larson	44
2.4.5	Formule de Engelund & Hansen	45
2.4.6	Comparaison de formules de transport du sable	45
2.5	Mesure de la charge en suspension	46
2.5.1	Mesure des vitesses et du débit	46
2.5.2	Évaluation des incertitudes des mesures ADCP	48
2.5.3	Prélèvement du sable en suspension	49
2.5.4	Le prélèvement isocinétique	51
2.5.5	Prélèvement par bouteille horizontale	57
2.5.6	Prélèvement par pompage	59
2.5.7	Mesure de la granulométrie des particules	60
2.5.8	Méthodes indirectes pour la mesure de la concentration	65
2.6	Méthodes d'analyse de la charge en suspension	70
2.6.1	Calcul du transport solide en suspension	70
2.6.2	Procédure d'Einstein	74
2.6.3	Procédure d'Einstein Modifiée (MEP)	75
2.6.4	Procédure d'Einstein Modifiée (SEMEPP)	75
2.6.5	Méthodes de la concentration index	76
2.7	Conclusion du chapitre	77
3	Protocoles et sites de mesure	79
3.1	Protocole de mesure mis en œuvre	80
3.1.1	Choix des outils	80
3.1.2	Stratégie de mesure	80
3.1.3	L'analyse des échantillons	83
3.2	Sites de mesure	84
3.2.1	Colorado	84
3.2.2	Mékong	88
3.2.3	Amazone	90
3.2.4	Rhône	93
3.3	Y-a-t-il du sable en suspension dans le Rhône?	107
3.3.1	Le sable du Rhône	107
3.3.2	Mesures sur l'Arve et le Haut-Rhône	108
3.3.3	Mesures sur le Rhône à Lyon Perrache lors des crues de janvier 2018	115
3.3.4	Mesures sur le Bas-Rhône	127
3.4	Conclusion du chapitre	133

4	Évaluation des méthodes de prélèvement et d'analyse	135
4.1	Quelles incertitudes de mesure ?	136
4.2	Évaluation des incertitudes des points de mesure	136
4.2.1	Sources d'erreur	136
4.2.2	Incertitudes sur les mesures ADCP	138
4.2.3	L'erreur de positionnement en plan du prélèvement	140
4.2.4	L'incertitude sur la profondeur du prélèvement	142
4.2.5	L'incertitude sur la mesure de concentration en laboratoire	144
4.2.6	Propagation des incertitudes des prélèvements	146
4.3	Comparaison de méthodes pour la mesure des matières en suspension, en présence de sable	150
4.3.1	Introduction	150
4.3.2	Méthodes de mesure de la concentration en MES	154
4.3.3	Travaux antérieurs sur l'analyse des MES	156
4.3.4	Matériel et méthodes	157
4.3.5	Résultats : Influence des techniques de sous-échantillonnage	159
4.3.6	Conclusions	162
4.4	Autres éléments sur le sous-échantillonnage	163
4.4.1	Sous-échantillonnage et granulométrie	163
4.4.2	Répétitions d'analyses de MES en présence de sable	165
4.5	Évaluation des incertitudes sur les profils verticaux	166
4.5.1	L'intégration verticale	167
4.5.2	Approche bayésienne	168
4.5.3	Application aux jeux de données	170
4.6	Conclusion du chapitre	194
5	Vers une nouvelle méthode de calcul du flux de sable	197
5.1	Introduction	198
5.1.1	Suspended-sediment in rivers	198
5.1.2	Measuring and computing suspended-sand discharge	199
5.1.3	Sampling method comparison	200
5.1.4	Unmeasured areas and incomplete cross-section survey	201
5.1.5	Alternative computation methods based on theoretical vertical concentration profiles	202
5.1.6	ADCP high resolution measurements	202
5.1.7	Objectives	203
5.2	Sites and experimental data	204
5.2.1	Survey sites	204
5.2.2	ADCP measurements and cross-section heterogeneity	205
5.2.3	Sand discharge measurement procedure	208
5.2.4	Adaptation of the standardized method (Std.) for instantaneous point samples	209
5.3	Sand discharge-computational methods	210
5.3.1	General methodology based on ADCP data structure	210
5.3.2	Nearest neighbor method (NN)	210
5.3.3	Vertical integration (SDCV)	211

5.3.4	Physically based method with lateral interpolation (SDC)	212
5.4	Results	213
5.4.1	Vertical suspended-sand concentration profiles	213
5.4.2	Suspended-sand flux profiles	213
5.4.3	Suspended-sand discharge	214
5.4.4	Comparison of suspended-sand discharge-computations	217
5.4.5	Influence of the lowest sample	219
5.5	Conclusion	219
6	Vers des bilans de flux de sable	225
6.1	Courbes de tarage sédimentaires	226
6.1.1	Relations directes entre concentration et débit	226
6.1.2	Établissement d'une relation simple sur le Rhône à Lyon Perrache	229
6.2	Courbe de capacité de transport	231
6.2.1	Méthodologie pour l'établissement d'une courbe de tarage sédimentaire par capacité	232
6.2.2	Application au Colorado à Diamond Creek	232
6.2.3	Application au Mékong à Luang-Prabang	233
6.2.4	Application sur l'Amazone à Manacapuru	234
6.2.5	Application au Rhône à Lyon Perrache	235
6.3	Établissement d'une courbe de tarage sédimentaire avec incertitudes	238
6.3.1	Expression du modèle de débit de sable en suspension	238
6.3.2	Expression d'une courbe de tarage de sable en suspension sans base physique	238
6.3.3	Expression d'une courbe de tarage de sable en suspension avec base physique	240
6.4	Bilan de flux sur le Rhône à Lyon Perrache	245
6.5	Conclusion du chapitre	247
7	Conclusions et perspectives	249
A	Bibliographie	259
B	Projet d'annexe de la norme ISO 24578	289
C	Liste des publications et communications liées à la thèse	293

Remerciements

*«To those who want trying to measure sediment in rivers,
It will not be easy,
You'll have to accept adversity,
If you do not like difficulties,
If you want to remain happy,
Do not measure sediment»*

Jean-Jacques Peters

(Sediment Transport Measurements in Alluvial Rivers, 2010)

Ce travail a été rendu possible car de nombreuses personnes m'ont soutenu dans mon parcours. Ce chemin que j'ai suivi, serpente comme un de ces fleuves, parfois turbulent, parfois tranquille, merci à vous tous.

Merci à mes directeurs de thèse et encadrants de m'avoir accompagné tout au long de cette thèse : Jérôme, c'est une vraie chance de travailler à tes côtés. Je suis toujours frappé par ton humilité, tes capacités d'analyse, de travail, ta bienveillance. L'histoire a commencé en 2002 où, je crois, que l'on a pris goût ensemble à l'adrénaline de la mesure en crue, en parcourant les lônes de l'Ain, pour ta thèse. Puis de crues en projets, de techniques en manipes, on a parfois ramé à contre-courant, affronté des pluies diluviennes et souvent fait de belles rencontres. Merci pour tout. Dans un tout autre style, Benoît. Merci pour la richesse de nos échanges, le foisonnement d'idées et de projets. Merci pour ta confiance, ta disponibilité, ta franchise. A l'heure des préfigurateurs du rien, des voleurs de temps, tu es sans doute de cette lignée des irréductibles Gaulois qui n'hésiteront jamais à mettre les pieds dans le plat. Ne t'arrête pas !

Merci aux membres de mon comité de pilotage de thèse : Gilles Pierrefeu pour ton soutien dans mes projets depuis longtemps et ton infatigable envie de bien mesurer, Emmanuel Mignot pour avoir présidé ce comité avec le sérieux et l'énergie qu'on te connaît, Christophe Peteuil pour m'avoir fait confiance depuis nos aventures sur le Mekong et pour m'avoir soutenu dans cette thèse, Philippe Dussouillez avec qui j'ai eu la chance de découvrir un peu du Mekong et du Rhône, André Paquier, Sébastien Proust pour vos conseils avisés, votre expertise, Alain Recking, Jean-René Malavoi pour vos conseils bienveillants.

Merci aux membres de mon jury de thèse : Sandra Soares Frazao pour avoir accepté de présider ce jury et pour votre retour sur mes travaux. Stéphane Rodrigues et Romaric Verney, merci pour vos rapports sur ma thèse et l'intérêt que vous y avez porté, j'espère qu'on pourra observer des flux ensemble dans le futur. Merci à Ivana Vinkovic pour votre analyse de mon travail. Merci à William Santini d'avoir été là pour examiner mes travaux, vivement de nouvelles mesures sur l'Amazone ou ailleurs !

A tous les gens qui m'ont fait des retours après cette soutenance si particulière en mode Covid...¹

Et puis merci à bien d'autres dont une liste non-exhaustive est présentée ici :

A Claude Souiller qui m'a fait confiance un jour, à l'aube de l'an 2000, au temps du Cemagref... Aux décideurs qui se sont succédés et qui m'ont soutenu dans ma reprise d'étude au CNAM puis pour cette thèse, Jean-Michel Grésillon, Michel Lang, André Paquier, Gilles Pinay, Pascal Boistard, Mohamed Naaim.

A mes collègues du pôle Mesures Physiques pour la qualité de leur travail et leur disponibilité, les fidèles...Mickaël Lagouy et Fabien Thollet, les nouveaux, Adrien, Fanny...Les "anciens" : à José qui m'a appris à jauger, Shamsidine, Céline, Marie, Robert, Fred, Alexis. Mes stagiaires, Sofiane, Nicolas L., Atmane, Steven, Nicolas A., Clovis, Elvire. A Pascal Roger qui m'a appris à naviguer, à courir, à reconnaître un chevesne et à cuisiner un bœuf bourguignon ! Merci aux collègues de manipes d'ici et d'ailleurs. A Guillaume Le Goff pour les coups de main de pilotage de bateau et de microscope. Aux collègues des Réseaux Mesure et Doppler pour les moments de partage autour

1. Vous pouvez encore visionner la soutenance de thèse en ligne https://www.youtube.com/channel/UCs8X9Mjtvhl7_MiM27eMZOW

des mesures. Aux collègues des pôles multi-tâches que l'on déshumanise malheureusement en des adresses génériques, des valideurs d'applications, des contrôleurs de règles inextricables dans des services d'appui de plus en plus loin des scientifiques... Anne-Laure, Adeline, merci à vous. Aux collègues actifs ou retraités d'HH et de Polldiff...HyHyPo maintenant...que je ne peux pas tous citer mais qui sans relâche se retrouvent pour les pauses gourmandes du premier. Les anciens doctorants, CDD, stagiaires, objecteurs, pour le petit bout de chemin qu'on a fait ensemble... Boris, Bat, Sandy la belle vie, Ju, Victor, R1, Raouf, Nath, Fred, Oldrich, Loïc, Cédric, Fabien, Magali, Kamal, Sandhya, Elodie, Ben, Laurent, Alex, Steph, Marina, Lucie, Raph, Grégoire, Adrien, la liste est trop longue...et elle continue, c'est grâce à vous qu'il fait toujours bon vivre au "Cemag".

A la CNR, Azziz Ouaabi pour ton soutien dans mes projets. Thierry Fretaud et ton coup de manivelle! A la Jauge, Thierry, Serge, Xavier, Jérôme, Nicolas, Karine, Thibault et les bateliers de passage.

A l'ENS, merci à Hervé Piégay pour un petit message qui m'a ouvert les portes de l'ouest...et d'une aventure extraordinaire.

To Dave Topping, thanks for hosting me in Flagstaff and for sharing your science, Thanks to Dave Dean, Tom Sabol (rendez-vous sur le tour my friend), Ron Griffiths (I will remember a long time the Grand Canyon hike out with you, during a cold night, just at the beginning of the biggest snow storm ever in North Arizona), Nick Voichek, Joel Unema, Mikky, for the amazing river trip we did. Thanks to cap'tain Kirk and Mark for the "Canyon cuisine" including the very American pocket burger, and Dennys for the good vibes. Thanks to Mike Dodrill for his help with ggplot. Thanks to Paul, Mindy and Darrell for the unbelievable house.

A Mezyr, Bertrand Blanquart pour ta disponibilité et la justesse de tes conseils.

A Alpacky, Tototode du forum des développeurs, Mickaël Canouil, Maxime Logez, Pierre-Yves Berrard, François Bonnot, Serge Rapenne du forum  du Cirad, qui donnent de leur temps pour décoincer les codes et donner de nouvelles pistes, c'est chouette! Merci à Alexandre Hauet pour le template et les belles manipes et à Clotaire, Ivan, Emeline, Aurélien, Claire, Flora, Jean-Phi, et mon cousin Vincent Godard pour mes premiers pas avec L^AT_EX et .

A l'école doctorale MEGA, Mme Cauvin.

Pour les échanges sur les données : Raphael André du Grand Lyon , Frederic Laval, Jérôme Lallias du Burgeap, Francois Lauters d'EDF DTG, Eugène Lehmann et Alessandro Grasso de l'OFEV, John Gray retraité de l'USGS. Georges Pichard, Mireille Provensal retraités du Cerege. Alain Couette l'arénophile ou psammophile et son extraordinaire collection de sables.

Merci à tous les pionniers et tous les passionnés de la mesure des sédiments qui ont décrit leurs expériences, leurs certitudes, leurs doutes.

Et un grand merci à mes amis et ma famille, Chantal et Michel, Isa, Didier et Cie, Laurent et Cécile, Mathieu et Jess...

Merci Grandpa d'être toujours présent. Merci pour tes relectures express, tes messages, ton blog, les repas en anglais et tant de choses. Merci à Malisa qui nous a toujours soutenu, tant aimé. L'optimisme que tu nous as transmis m'a aidé et m'aidera toujours, tu me manques!

Merci à Marceau, Diane, Robin de rendre la vie aussi douce ou agitée mais toujours belle.

Enfin merci à Caroline. Sans toi la vie n'aurait pas la même saveur.

Abstract

Suspended-sand budgets estimation are important for hydrologists and river managers. It is required for river restoration and monitoring, river engineering, flood risk evaluation. Suspended-sand budgets are still difficult to establish, due to large uncertainty and scarce data, which does not allow appropriate diagnosis and decision making. Two main modes of sand transport are currently described : bedload and graded suspended load. The moving sand load depends both on the transport capacity of the river reach and on the supply of sand from upstream, river-bed and banks. The main motivation of this thesis is to quantify and reduce suspended-sand fluxes uncertainty in large rivers with a physically based approach. This work looks at the main uncertainty sources in suspended-sand flux data, related to sampling representativeness, sample analysis, and computation in the cross-section. One highlighted concern is that without a sand suitable analysis protocol, the amount of sand can be underestimated. A field measurement protocol and a surrogate method for suspended-sand flux computation in the cross-section are proposed. The method combines point sampling measurements and ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) data. This approach is applied on four large rivers in various morphological and flow conditions : the Colorado, Rhône, Mekong, and Amazon Rivers. Various sand rating curves approaches (physically based or empirical) are studied. The results of suspended sand flux measurements combined with suspended sand rating curve models allow, by a Bayesian approach, to determine continuous suspended-sand load, budgets and their associated uncertainties.

Keywords : suspended sand ; concentration profile ; ADCP ; flux.

Résumé

Disposer de bilans de flux de sable dans les cours d'eau est important. Les enjeux socio-économiques sont multiples avec des aspects écologiques, industriels et de sécurité notamment. Les bilans de flux de sable restent actuellement difficiles à établir, du fait de la grande incertitude du peu de données existantes, ce qui ne permet pas un diagnostic et une prise de décision efficaces. Le sable des cours d'eau est transporté par charriage et suspension graduée. Les volumes de sable déplacés sont déterminés par la capacité de transport de l'écoulement et par la disponibilité des matériaux (apports amont, fond, berges). La motivation générale de cette thèse est de quantifier et réduire l'incertitude sur les flux de sable dans les grands cours d'eau par une approche à base physique. Ce travail explore les principales sources d'incertitude des jaugeages solides, liées à la représentativité des prélèvements, aux analyses, au calcul de flux dans la section. Il ressort que sans procédure d'analyse adaptée, la proportion de sable peut être fortement sous-estimée. Un protocole de mesure de terrain et une méthode alternative de calcul de flux sont proposées. La méthode combine des prélèvements ponctuels et des mesures ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Cette approche est testée sur plusieurs grands fleuves (Colorado, Rhône, Mékong, Amazone). Plusieurs types de courbes de tarage de sable (empiriques ou à base physique) sont ensuite testées. Les résultats de jaugeages solides, combinés à des modèles de courbe de tarage de sable vont ensuite permettre, par une approche bayésienne, de déterminer des séries temporelles et des bilans de flux de sable ainsi que leurs incertitudes associées.

Mots-clefs : sable en suspension ; profil de concentration ; ADCP ; flux.

Notations

Liste des acronymes

ABS	Acoustic backscatter system
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
AFNOR	Association Française de NORmalisation
APAVER	Abaissement PARTiel des retenues de VERbois
AGU	American Geophysical Union
ANA	Agência Nacional de Águas
ANR	Agence Nationale de la Recherche
ASCE	American Society of Civil Engineers
ASTM	Acoustic Sand Transport Meter
ASTM	American Society for Testing Material
BaM	Bayesian Modeling
CACOH	Centre d'Analyse Comportementale des Ouvrages Hydrauliques - CNR
Cerege	Centre Européen de Recherche et d'Enseignement en Géosciences de l'Environnement
Cerema	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CNR	Compagnie Nationale du Rhône
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DGS	Digital Grain Size
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EDF	Electricité De France
EDI	Equal-Discharge Increment method
ENTPE	Ecole Nationale des travaux Publics de l'Etat
EWI	Equal-Width Increment method
FCB	Fluid Corrected Backscatter
FISP	Federal Inter-Agency Sedimentation Project
GCLAS	Graphical Constituent Loading Analysis System
GCMRC	Grand Canyon Monitoring and Research Center - USGS
GNSS	Géolocalisation et Navigation par un Système de Satellites
GUM	Guide to the expression of Uncertainty in Measurement
GSD	Grain Size Distribution
HBV	Equipe Hydrologie des Bassins Versants - INRAE
HFE	High Flow Event
HyBAm	HYdrogéochimie du Bassin AMazonien
HYR	Equipe HYdraulique des Rivières - INRAE
INRAE	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement
IRD	Institut de Recherche pour le Développement (ex-ORSTOM)
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire

ISO	International Organization for Standardization
LSPIV	Large Scale Particle Image Velocimetry
MAP	Plan d'Action Méditerranée
MEED	Ministère de l'Écologie et du Développement Durable
MEP	Modified Einstein Procedure
MES	Matières En Suspension
METAS	Institut fédéral de métrologie
MRC	Mekong River Commission
NMEA	National Marine Electronics Association
OFEV	Office FÉdéral de l'enVironnement
ORSTOM	Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer
OZCAR	Observatoire de la Zone Critique, Applications, Recherche
OSR	Observatoire des Sédiments du Rhône
OTHU	Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine
PK	Point Kilométrique (sur le Rhône)
RM	River Mile (sur le Colorado)
SAID	Surrogate Analysis and Index Developer
SEMEPP	Series Expansion of the Modified Einstein Point Procedure
SOGREAH	Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques
SORA	Station Observatoire du Rhône à Arles
SSC	Suspended Solid Concentration
STA	Sediment Transect Acoustics
STEP	STation d'EPuration des eaux usées
TSS	Total Suspended Solids
USGS	United State Geological Survey
VMT	Velocity Mapping Toolbox
VNF	Voies Navigables de France
WMO	World Meteorological Organization
WWF	World Wildlife Found
ZABR	Zone Atelier Bassin du Rhône

Liste des variables

Symboles romans

Les symboles utilisés dans ce travail sont identifiés ici avec leurs unités de mesure du Système International (SI).

a_s	Taille de l'axe le plus grand d'une particule [m]
a_j	Coefficient utilisé dans la loi puissance [-]
b_s	Taille de l'axe intermédiaire d'une particule [m]
b_Q	Altitude de la crête du seuil ou de la section de contrôle [m]
b_R	Altitude du fond du chenal [m]
B	Hauteur de référence adimensionnée par la hauteur d'eau [-]
c	Concentration massique en sédiments [g/l]

TABLE DES MATIÈRES

c'	Valeur fluctuante de concentration [g/l]
c_a	Concentration de référence de Rouse [g/l]
c_f	Concentration de sédiment fins en suspension [mg/l]
C_Q	Coefficient de débit du seuil rectangulaire [-]
c_R	Concentration de référence de Camenen et Larson [g/l]
c_s	Taille de l'axe le plus petit d'une particule [m]
c_{ss}	Concentration de sable en suspension [mg/l]
$c_{(z)}$	Concentration en z [g/l]
\overline{C}_s	Concentration massique moyenne en MES fines dans la section [g/l]
d	Diamètre des particules [m]
d_*	Diamètre sédimentologique [-]
d_{16}	Diamètre correspondant à 16% de passant en masse de l'échantillon solide [m]
d_{50}	Diamètre correspondant à 50% de passant en masse de l'échantillon solide [m]
d_{65}	Diamètre correspondant à 65% de passant en masse de l'échantillon solide [m]
d_{84}	Diamètre correspondant à 84% de passant en masse de l'échantillon solide [m]
d_{90}	Diamètre correspondant à 90% de passant en masse de l'échantillon solide [m]
f	Coefficient de friction [-]
g	Accélération de la pesanteur [m ² /s]
h	Hauteur d'eau [m]
h_0	Hauteur d'eau correspondant au débit nul [m]
i_T	Proportion de flux sédimentaire total (Einstein, 1950) [%]
i_s	Proportion de flux sédimentaire en suspension (Einstein, 1950) [%]
i_B	Proportion de flux sédimentaire charrié (Einstein, 1950) [%]
k	Coefficient d'élargissement de l'incertitude [-]
k_s	Hauteur de rugosité [m]
K	Coefficient de rugosité de Strickler [m ^{1/3} /s]
K_s	Coefficient de peau de Strickler [m ^{1/3} /s]
m	Masse de de sédiments secs dans l'échantillon [g]
m_p	Inverse du coefficient de la loi puissance [-]
N_{samp}	Nombre d'échantillons sur une verticale
N_{sub}	Nombre de sous sections ou de verticales de mesures l lors d'un jaugeage liquide ou solide [-]
n_b	Nombre de verticales échantillonnée
p_s	Pourcentage de sable dans l'échantillon [%]
P_E	Terme correcteur (Einstein, 1950) [-]
q_B	Débit solide total charrié dans la section (Einstein, 1950) [kg/s]
q_{sb}	Débit solide charrié par unité de largeur [kg/s/m ²]
q_s	Débit solide en suspension dans la section (Einstein, 1950) [kg/s]
q_{ss}	Débit solide de sable en suspension par unité de largeur [kg/s/m ²]
q_T	Débit solide total dans la section (Einstein, 1950) [kg/s]
q_w	Débit liquide partiel dans une sous-section [m ³ /s]
Q	Débit liquide [m ³ /s]
Q_{meas}	Partie mesurée du débit liquide ADCP [m ³ /s]
Q_w	Débit liquide dans la section [m ³ /s]
\Re_*	Nombre de Reynolds particulaire [-]
R_h	Rayon hydraulique [m]

R_o	Nombre de Rouse [-]
s	ratio ρ_s/ρ [-]
S_0	Pente d'énergie [m^{-1}]
S_w	Section mouillée [m^2]
t	Temps [s]
u	Vitesse du fluide [m/s]
u'	Valeur fluctuante de vitesse [m/s]
u_*	Vitesse de cisaillement [m/s]
u_a	Vitesse de référence dans la couche de charriage [m/s]
$u(z)$	Vitesse de l'eau en z [m/s]
u_c	Incertitude type sur la concentration du prélèvement [%]
u_{cr}	Incertitude type de répétabilité de la mesure [%]
u_{int}	Incertitude type sur l'erreur d'intégration sur la verticale [%]
\bar{u}	Moyenne temporelle de la vitesse en un point [m/s]
u_j	Incertitude type sur la justesse de la mesure [%]
u_k	Vitesse mesurée au point de prélèvement k [m/s]
u_f	Incertitude type d'analyse de la concentration en particules fines [%]
u_{nb}	Incertitude type sur le nombre de verticales [%]
u_p	Incertitude type sur la profondeur de prélèvement [%]
u_{pj}	Incertitude type sur la justesse sur la mesure de profondeur de prélèvement [%]
u_{pr}	Incertitude type sur de reproductibilité sur la mesure de profondeur de prélèvement [%]
u_r	Incertitude type de reproductibilité de la mesure [%]
u_s	Incertitude type d'analyse de la concentration en sable [%]
U	Vitesse moyenne [m/s]
U_p	Incertitude élargie sur la profondeur de prélèvement [%]
v	Volume de l'échantillon [l]
w	Largeur de l'ensemble ADCP ou de la sous-section [m]
W_a	La largeur de la bande active [m]
W_Q	La largeur de la crête du seuil ou de la section de contrôle pour un débit Q [m]
W_R	La largeur du chenal simplifié [m]
y	Coordonnée dans la largeur du cours d'eau [m]
y_{lb}	Limite de la section de mesure en rive gauche [m]
y_{rb}	Limite de la section de mesure en rive droite [m]
z	Coordonnée dans l'espace des profondeurs d'eau [m]
z_a	Niveau de référence [m]
z_w	Altitude de la cote de l'eau dans la section de référence [m]
z_0	Niveau moyen du fond [m]
z_l	Profondeur de chaque verticale de mesure l [m]

Symboles grecs

α	Pente du profil exponentiel [m^{-1}]
β	Constante pour calculer la hauteur de rugosité [-]
Δ	Terme correcteur dépendant du d_{65} et de u_* [-]
δ	Terme correcteur dépendant de u_* [-]

ϵ_v	Diffusion turbulente moyenne des sédiments
η	Paramètre adimensionnel fonction de la rugosité (Einstein, 1950) [-]
θ	Paramètre de Shields [-]
θ_{cr}	Paramètre de Shields critique [-]
κ	Constante de Von Karman [-]
μ	Viscosité dynamique du fluide [Pa.s]
ν	Viscosité cinématique du fluide [m ² /s]
ξ	Index de Guy [-]
π	Constante d'Archimède [-]
ρ	Masse volumique de l'eau [kg/m ³]
ρ_s	Masse volumique des sédiments [kg/m ³]
σ	Nombre de Schmidt turbulent [-]
σ_d	Etendue de la courbe granulométrique [mm]
τ	Contrainte de cisaillement [Pa]
τ'	Rugosité de peau [m]
τ_f	Contrainte tractrice au fond [Pa]
ϕ	Flux unitaire [kg/m ² /s]
Φ	Flux [kg/s]
χ	Terme correcteur [-]
ω	Vitesse de chute de la particule [m/s]

Indices

Les indices utilisés dans ce travail sont identifiés ici.

k	Indice de l'échantillon sur la verticale l [-]
l	Indice de la verticale ou de la sous-section correspondante [-]
y	Coordonnée dans la largeur du cours d'eau [m]
z	Coordonnée dans l'espace des profondeurs d'eau [m]

Opérateurs

Les opérateurs utilisés dans ce travail dans certaines équations sont identifiés ici.

$\overline{C_x}$	Concentration massique moyenne en sédiments sur la verticale x [g/l]
C_x	Concentration massique moyenne en sédiments sur la verticale x pondérée par la vitesse [g/l]
$\langle x \rangle$	Moyenne temporelle de la variable x
\bar{x}	Moyenne sur la hauteur d'eau de la variable x

Avant-propos

Le sable est un matériau largement utilisé dans nos sociétés, troisième ressource naturelle exploitée par l'homme après l'air et l'eau (Delestrac, 2013). Ses stocks sont un objet de convoitise pour les bâtisseurs et sa disparition l'objet d'inquiétude pour les scientifiques (Torres *et al.*, 2017). Ses utilisations sont variées tout comme ses représentations. Le marchand de sable endort les enfants dans notre imaginaire. Un petit grain de sable, insignifiant, imprévu, entrave le bon fonctionnement d'un système. Le sablier mesure le temps qui passe. Le château de sable, évocation des congés d'été et première expérience de construction. Le sable mouvant... piège mortel. Il est présent aussi dans l'art et les traditions depuis les hauts plateaux tibétains où les moines réalisent des Mandalas de sable, jusqu'aux peintures mystiques de sable «*iikààh*» du peuple Navajo en Arizona mais aussi dans la poésie, le cinéma. Matériau de construction incontournable, composant indispensable en électronique, dans les mélanges industriels de toutes sortes (peintures, cosmétiques). Matériau aux propriétés exceptionnelles quand il se transforme en verre ou quand il se déplace dans l'air ou l'eau ou encore lorsqu'il devient filtre. Il peut aussi tuer quand il est associé au vent dans les tempêtes ou entraver quand un porte-conteneur de plusieurs centaines de tonnes s'échoue sur un banc de sable imprévu. Il est aussi un milieu de vie protecteur en grand danger dans les lits de cours d'eau, les deltas, les plages où de nombreuses espèces se développent ou assurent leur descendance (Giosan *et al.*, 2014). Nous allons nous intéresser au sable dans ce travail, à celui que transportent les grands cours d'eau et le Rhône en particulier. A la façon dont il se déplace et aux solutions pour quantifier son flux.

Les sédiments s'écoulent dans le Rhône français tout au long de son cours. La toponymie nous aide à en retrouver la trace, comme un témoignage ancien de sa présence depuis le Haut-Rhône et ses îles des sables en passant par Limony et son île des Gravieres, plus bas, le quartier des sablons, et jusqu'à l'île aux sables en Camargue. Les cartes anciennes, de Cassini notamment, témoignent également du passé d'un Rhône aux multiples tresses formées par la puissance du fleuve et la mobilité des sédiments depuis les zones de production, d'érosion. Ce fleuve libre, lien entre la Méditerranée et de nombreuses villes, route commerciale depuis l'Antiquité, corridor biologique, est devenu au XX^e siècle «le Rhône au service de la nation». Sa puissance, ses eaux fraîches venues des Alpes en font maintenant l'un des fleuves les plus aménagés du monde. Il produit 20% de l'hydroélectricité en France et refroidit un quart des réacteurs nucléaires du parc français. Il transporte dans un sens ou l'autre, du fret, des touristes et du sable... Nous allons essayer de comprendre comment prélever, mesurer, calculer ces flux de sable qui transitent dans ce fleuve et dans d'autres dont j'ai croisé le cours.

1

Introduction

«Les questions qui se rattachent à la formation des galets, du sable et du limon, pourraient, au premier abord, paraître tellement simples qu'il était superflu de les soumettre à un examen approfondi; mais les phénomènes qu'on néglige, comme trop connus, sont souvent ceux qui, en réalité, restent le plus longtemps obscurs»

Gabriel-Auguste Daubrée
(Études synthétiques de géologie expérimentale, 1879)

1.1 Généralités sur le transport du sable dans les cours d'eau

1.1.1 Le voyage du sable dans le bassin versant

L'érosion par les précipitations et le ruissellement à la surface de notre planète entraîne des modifications et l'entraînement des sols et roches vers l'aval des bassins versants et vers les océans. Le sable est issu de la fragmentation des roches et constitué d'un assemblage de minéraux (calcite, quartz, feldspath, micas...). La diversité des sables est très surprenante (cf. Figure 1.1).

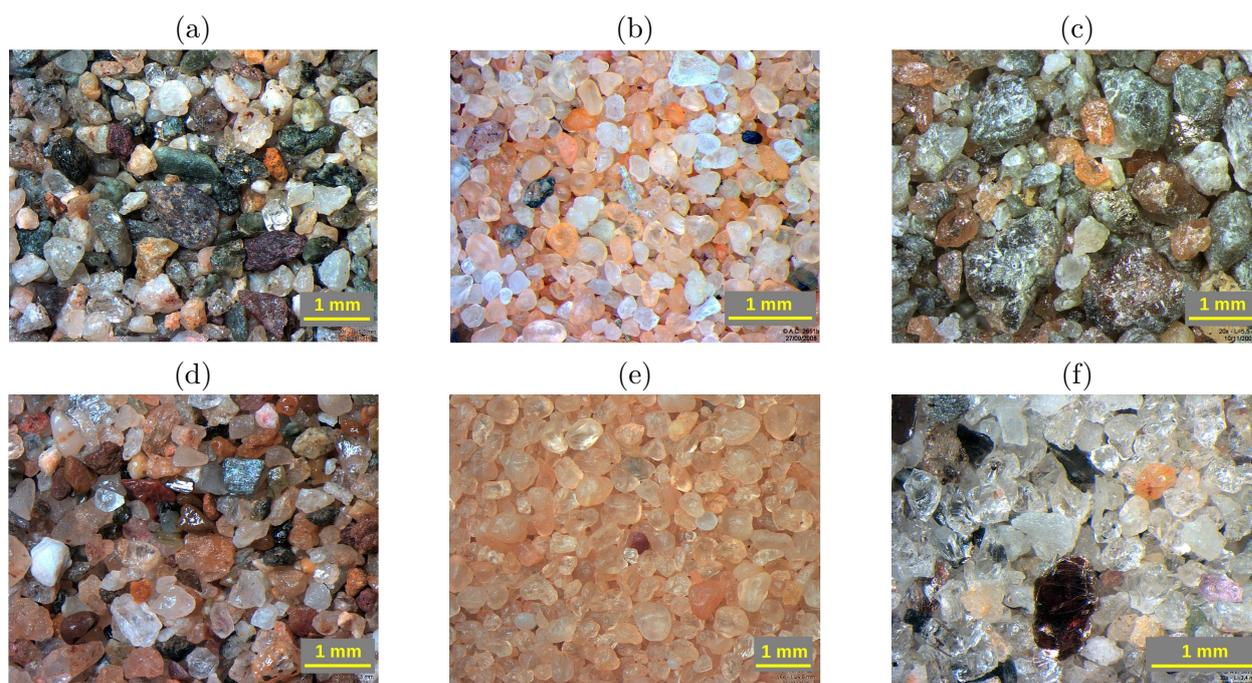


FIGURE 1.1. Sable de la rivière Biya à Biïsk (Kraï de l'Altaï, Russie) (a), sable du Colorado à Page (Arizona, USA) (b), sable de la rivière l'Issoire (Vendée, France) (c), sable du Mékong à Peam Chileang (Tboug Khmum, Cambodge) (d), sable du Nil à Assouan (Egypte) (e), sable du Gange à Rishikesh (Uttar Pradesh, Inde) (f). Crédit photo Alain Couette (2020), psammophile.

Plusieurs géologues ont classifié les sables par classes de tailles de particule. La classification la plus courante (Wentworth, 1922) définit le sable comme les particules dont le diamètre se situe entre $63 \mu\text{m}$ (limon) et 2mm (gravier). Le sable va se déplacer principalement dans l'eau des rivières, des courants côtiers mais aussi porté par le vent. Le transport solide dans les rivières est donc le résultat des processus d'érosion des sols et de transport des particules à l'échelle du bassin versant. Cette érosion est principalement due aux précipitations mais peut aussi résulter de l'action du vent, de la température (gel-dégel), de l'action de l'homme sur le sol. Les particules solides vont être entraînées lorsque l'intensité de l'écoulement liquide sera suffisante. Les sédiments se déplacent donc dans ce système et vont parfois s'accumuler, être repris dans l'écoulement, au gré des crues morphogènes et autres événements plus violents. Ces phénomènes intéressent les usagers et gestionnaires de cours d'eau pour comprendre, anticiper, contrôler les impacts sur la morphologie du cours d'eau et sur les ouvrages au fil de l'eau (ponts, barrages, digues, usines, voies navigables). Ces processus intéressent aussi les scientifiques pour mieux comprendre les interactions des sédiments avec le milieu (impact sur les organismes vivants, les végétaux, le transfert de polluants). Si le sable et les sédiments des

rivières sont pour certains une ressource (construction, remblais, terre agricole), ils sont souvent problématiques pour d'autres. Plusieurs problèmes vont résulter de la mobilité des sédiments et du sable en particulier :

- Des dégradations écologiques avec la destruction d'habitats lors d'érosion ou de colmatage du fond, le transfert de contaminants vers l'aval (pour les particules les plus fines).
- Des déséquilibres morphologiques dans les cours d'eau qui vont augmenter le risque d'inondation dans certains secteurs ou fragiliser des ouvrages ou des ensembles industriels parfois essentiels (eau potable, production d'énergie, piscicultures).
- Des conséquences économiques en cas d'arrêt d'exploitation d'usines ou sur les secteurs de transit de marchandise.
- Des coûts de gestion considérables pour restaurer les cours d'eau, déplacer les dépôts gênants.

Aux USA, [Pimentel *et al.* \(1995\)](#) estimaient à 20 milliards de dollars le coût annuel de l'érosion et ses conséquences (inondations, destruction d'infrastructures, pertes industrielles et pertes de terre agricole). Une meilleure connaissance des flux de sable et de leur dynamique est donc très importante pour mieux coordonner les acteurs et les décisions, pour anticiper les situations critiques et maîtriser les risques.

Même si l'homme a depuis plus de 5 000 ans ([Reinach, 1911](#)) construit des retenues pour divers usages (eau potable, moulinage, pisciculture), la gestion des stocks de sédiments reste toujours problématique. La plupart des barrages actuels ont été construits au XX^e siècle avec une diversification d'usages (contrôle des crues et des étiages, navigation, irrigation, production d'énergie). Ces ouvrages provoquent des dérèglements dans le transit sédimentaire avec l'incision du lit en aval des seuils et barrages, l'exhaussement des marges alluviales, des évolutions de la pente et de la granulométrie. Mais aussi des impacts sur des ouvrages eux-mêmes : envasement des retenues, risque d'inondation. Par exemple, les fleuves Colorado (cf. [Figure 1.2](#)) et Mississippi, depuis leur aménagement par des grands barrages, ont perdu jusqu'à 94% des apports de sable à l'aval ([Topping *et al.*, 2000](#)). Les ouvrages ont durablement modifié l'équilibre et la morphologie de ces grands fleuves et de leurs deltas. En effet, 85% des deltas des grands fleuves s'enfoncent ([Giosan *et al.*, 2014](#)). Et au-delà des deltas, 50% des plages de sable auront disparu à la fin du siècle ([Vousdoukas *et al.*, 2020](#)) du fait d'une combinaison de facteurs (montée des océans, baisse des apports en sable, exploitation du sable marin).



FIGURE 1.2. Barrage de Glen Canyon sur le Colorado à Page en 2019 (Arizona) (a), Chantier du barrage de Xayaboury sur le Mékong en 2013 (Laos) (b).

Nous nous intéresserons dans ce travail aux flux de sable en suspension dans les grands cours d'eau qui se caractérisent par une pente faible et de forts tirants d'eau. Cette configuration est propice au transport du sable en suspension. Chaque cours d'eau possède une différenciation longitudinale très progressive et il est difficile de mettre des limites entre, les rivières, les cours d'eau de plaine, les fleuves. Depuis les têtes de bassin versant vers les estuaires, on observe une évolution des caractéristiques morphologiques (réduction de la pente, réduction de la taille des particules, augmentation de la largeur du cours d'eau) et hydrauliques (augmentation des vitesses d'écoulement et des hauteurs d'eau). Ainsi le concept de système fluvial caractérise le continuum fluvial où transitent les flux liquide, solide et biologique. Ce transit s'effectue essentiellement dans une dimension amont-aval, distinguant une zone d'érosion (tête de bassin versant), une zone de transport et une zone terminale de dépôt (delta, cône, confluence). Plusieurs classifications des cours d'eau existent suivant des critères variables, par exemple le rang de [Strahler \(1952\)](#) classe l'ensemble des branches du réseau hydrographique en attribuant à chacune une valeur entière qui caractérise son importance. D'autres classifications sont basées sur la régionalisation par tronçon hydrogéologique, climatique ou écologique (population piscicole, population d'invertébrés benthiques). Les exemples choisis dans cette thèse sont des fleuves aux multiples affluents et apports sédimentaires qui leur font transporter du sable en suspension, notamment en crue.

Observer le flux de sable dans un grand cours d'eau, c'est d'abord mesurer sa répartition spatiale en effectuant des mesures par prélèvement ou d'autres techniques. Les résultats d'analyse des prélèvements associés à une valeur de débit liquide ou des mesures de vitesse de l'eau vont constituer le jaugeage solide. Si en un point du cours d'eau, on constitue une série de jaugeages solides on peut alors construire une courbe de tarage du sable, fonction de la hauteur d'eau, du débit liquide ou autre variable mesurable en continu. A partir de la courbe de tarage de sable, on pourra alors calculer des bilans de volume de sable. Le flux de sable dans le bassin versant va être variable suivant les situations, souvent intermittent, parfois totalement interrompu. Mieux connaître les flux solides de sable en suspension permettrait des mesures de gestion plus adaptées.

1.1.2 Réglementation et gestion sédimentaire

Les apports sédimentaires dans les bassins versants équipés d'un réseau de barrages hydro-électriques posent des problèmes de gestion des stocks sédimentaires qui s'accumulent dans les réservoirs. Lors de crues importantes, comme sur l'Isère en 2008, il est prévu de pouvoir réaliser des opérations de chasse des barrages. Suivant la fréquence des événements, les volumes déstockés sont variables. Lors de la crue de 2008 sur l'Isère (crue décennale), entre 3,7 et 7,7 Mt ont été évacués en suspension suivant les estimations, de gros volumes de sable ont affecté le secteur de Bourg-les-Valence sur le Rhône avec des opérations coûteuses de dragage ([Tribunal Administratif de Grenoble, 2014](#); [Launay et al., 2019a](#)). Les chasses de ce type sont toujours très suivies et réglementées. L'APAVÉR (Abaissement PARTiel de VERbois) qui consiste en une chasse des barrages suisses du Rhône, nécessite une bonne coordination entre les acteurs pour suivre et minimiser les impacts écologiques et de sécurité. Mesurer les flux de sable en suspension lors de ces événements permet de mieux comprendre la dynamique du sable. D'autre part, pour rétablir un équilibre dans le transit sédimentaire, les réglementations ont évolué. La Directive Cadre sur l'Eau (DCE), donne un objectif de bon état écologique des cours d'eau avec une échéance fixée au plus tard à 2027. Dans cette optique de meilleure gestion et de restauration des cours d'eau, la France a mis en place de nouvelles politiques et réglementations incluant la mise en conformité des ouvrages en travers de cours d'eau vis-à-vis de la continuité écologique. Cette continuité écologique inclut la libre circulation des sédiments comme une obligation des maîtres d'ouvrage. Cette politique n'est pas aisée à mettre en place ([Brandeis et Michel, 2016](#)) et est très coûteuse. Pour constater la libre circulation des sédiments, il est également nécessaire de pouvoir en mesurer les flux.

Sur les fleuves et rivières aménagées par des barrages, le transit sédimentaire peut être géré de différentes façons. [Kondolf et al. \(2014\)](#) décrivent les différentes stratégies utilisées dans le monde pour contrôler la sédimentation dans les retenues. Parmi les méthodes utilisées, on peut par exemple limiter les dépôts en permettant le transit des sédiments à travers les ouvrages lorsqu'ils sont en mouvement. On peut aussi, après accumulation dans la retenue, éroder le stock par des opérations de chasses, de vidanges ou de dragage afin de restaurer la capacité de stockage dans la retenue.

La gestion des sédiments par curage ou dragage dans les fleuves et rivières est réalisée principalement pour le maintien de la navigation, la lutte contre les inondations et dans une moindre mesure pour des questions environnementales ou touristiques. Le devenir des sédiments dragués est également une question importante. Une grande partie des sédiments dragués en France dans les rivières navigables sur la période 2006-2010 ([Cerema, 2018](#)) sont gérés à terre : 60% (épandage agricole, remblais, traitement en biocentre) et 37% sont gérés dans la voie d'eau, c'est à dire relargués en aval. Sur la période 2006-2010, 84% du volume dragué par la CNR et VNF sur le Rhône, la Saône et le Rhin ont été gérés dans la voie d'eau car les conditions hydrauliques et de qualité des sédiments le permettaient. Ceci contribue de plus à la préservation de l'équilibre sédimentaire (article 9 de l'arrêté du 30/05/2008 en application des articles L. 214-1 à L. 214-6 du code de l'environnement). Il n'est pas aisé en France d'obtenir des données sur les coûts investis sur les opérations de dragage et de curage des cours d'eau par les gestionnaires. Le coût du dragage était compris entre 10 et 20 € du m³ entre les années 2000 et 2010 ([MEDD, 2002](#); [Cerema, 2018](#)). On dispose également du détail des volumes de sédiments dragués durant la période 2006-2010 sur toutes les voies navigables, on peut donc estimer que sur la partie navigable du Rhône le coût moyen annuel était de 8,4 M € HT, aux incertitudes près sur le coût réel appliqué aux opérations en question. Il faut préciser la grande variabilité annuelle des volumes dragués sur le Rhône ; sur les cinq années d'études les volumes

dragués annuellement ont varié de 240 000 m³ en 2007 à 880 000 m³ en 2009. Les volumes moyens annuels de sédiments dragués sur le Rhône ont diminué de près de 50 % par rapport à la période 1990-2000. L'étude (Sogreah, 2000d) fait le bilan des extractions sur le Rhône sur la période 1970-1999 et comptabilise 900 000 m³ de graviers et 1 100 000 m³ de matériaux fins déplacés, dont des sables.

1.1.3 Modes de transport

On distingue généralement plusieurs compartiments ou modes de transport solide en rivière, qui vont être fortement liés à la taille des particules et à l'énergie du cours d'eau.

Le charriage (on parle aussi de la charge de fond ou «*bedload*») inclut généralement les sédiments les plus grossiers (galets, graviers, sables) se déplaçant au fond du cours d'eau par glissement, saltation, roulement avec des échanges (contacts) très élevés avec le lit de la rivière. Certains auteurs distinguent les phénomènes de saltation (Abott et Francis, 1977; Sechet et Le Guennec, 1999) qui sont à la frontière entre charriage et suspension (les particules progressent par petits sauts).

La suspension graduée («*graduated suspension*» ou «*suspended bed-material load*») concerne une fraction des sédiments grossiers (a priori des sables) qui peuvent être mis en suspension en fonction des conditions hydrodynamiques. On parle de suspension de fond ou suspension graduée de sable. On observe une forte variabilité verticale mais aussi latérale des concentrations. La suspension graduée est souvent incluse dans la charge de fond car elle est fonction, comme le charriage, des conditions hydrauliques locales. C'est cette suspension de sable qui va nous intéresser dans cette thèse.

La suspension de lessivage («*washload*») dépend moins de la capacité de transport locale de l'écoulement que des apports amont. Au contraire de la suspension graduée, la suspension de lessivage est souvent considérée comme homogène sur une section de rivière. C'est cette suspension de lessivage qu'on appelle couramment et abusivement matières en suspension (MES). Elle est constituée principalement de limons, d'argiles et parfois de matières organiques diverses.

Il existe d'autres modes de transport solide moins courants qui correspondent principalement aux écoulements hyper-concentrés et laves torrentielles, qu'on rencontre dans des contextes de fortes pentes (Smart et Jaeggi, 1983).

La mesure des flux de sédiments transportés par les rivières dans ces différents compartiments fait l'objet de développements depuis plusieurs siècles et est toujours un domaine de recherche actif. La compréhension des flux est un enjeu crucial pour les gestionnaires du fait de leur importance dans l'équilibre des cours d'eau. Nous nous intéresserons dans ce travail aux flux de sable en suspension dans les fleuves. Ces grands cours d'eau se caractérisent par une pente faible et de forts tirants d'eau. Cette configuration est propice au transport du sable en suspension.

1.1.4 Suspension et charriage

Le sable est parfois mal défini ou inclus soit dans le charriage soit dans les matériaux en suspension. Le transport en suspension est décrit par certains auteurs (Sogreah, 2000b) comme «passif» par opposition au charriage «actif» qui a un rôle plus prépondérant dans les ajustements morphologiques des cours d'eau. Graf (1984) décrit le transport en suspension comme le stade avancé du transport par charriage. La mesure du charriage fait l'objet de recherches et développements depuis de nombreuses années (cf. Figure 1.3). Si le transport en suspension a un impact moindre que le charriage sur les évolutions morphologiques du cours d'eau, sa contribution est largement supérieure en terme de volume de sédiments exportés vers l'aval. A l'échelle globale, le flux de sédiments en suspension qui atteint les océans est estimé à 16,2 Gt/an et le charriage produirait 1,6 Gt/an (Syvitski *et al.*, 2005). Donc 91% du transport s'effectuerait en suspension. Dans les torrents de montagne où la pente a une influence prépondérante, la suspension peut atteindre 70% à 95% du volume transporté (Frey, 2008). Mano (2008) recense dans sa thèse quelques études sur différents bassins versants de tailles différentes et trouve de 67% à 99% de suspension. Plusieurs auteurs ont étudié sur les fleuves la proportion du transport en suspension dans le transport sédimentaire total. Sur le Rhône, Antonelli (2002) estime la proportion de la suspension dans le transport total entre 92% et 95% pendant la période 1961-1996. Berthois et Morize (1960) évaluent sur la Loire 75% de suspension dans le transport total sur la période 1953-1955. Plus récemment, Gautier *et al.* (2008) mesurent de 56 à 83% de transport en suspension (hors suspension de lessivage) pendant une crue dans le secteur de Bréhémont. Au niveau global, Walling (1987) estime que 90% du transport solide est constitué de suspension.

D'autres études évaluent le flux de sable en suspension, on peut citer 82% de suspension totale sur le fleuve Fraser (Mac Lean et Church, 1999) dont 32% de sable. Sur le tronçon aval du Rhin en Allemagne, Frings *et al.* (2014a) mettent en évidence que le ratio charriage/transport en suspension diminue avec le débit. Ils observent une proportion de 95% de transport en suspension sur la période (1991-2010) et cette suspension était constituée de 16% de sable. Dans une autre étude sur la Rivière Exx en Grande-Bretagne (Walling et Moorehead, 1989) mesurent rarement plus de 10% de sable dans les échantillons. (Hicks et Duncan, 1997b) prélèvent jusqu'à 38% de sable sur la rivière Waiau en Nouvelle-Zélande. Sur le fleuve Frazer Attard *et al.* (2014) mesurent 17 Mt/an de sédiments en suspension dont un tiers de sable. Sur ce cours d'eau 97% du sable transite pour des débits supérieurs à 1 000 m³/s et en trois mois 84% du sable est passé.

On voit que la proportion de sable en suspension est très variable suivant les contextes (géologiques, hydrologiques) et qu'il n'est pas souvent dissocié de la suspension.

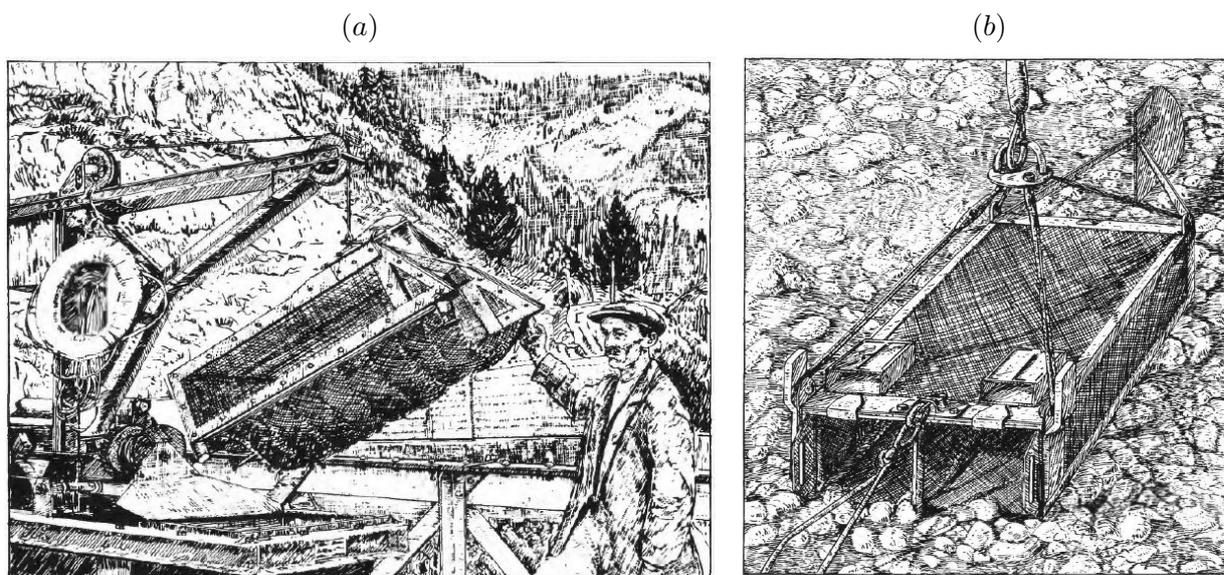


FIGURE 1.3. Préleveur de fond de l'Office Fédéral Suisse, 1939 (a). Echantillonneur de Nesper, 1937 (b). (Hubbell, 1964). Ces préleveurs peuvent éventuellement intercepter la suspension à proximité du fond.

1.1.5 Matières en suspension et sable

Différentes matières solides sont présentes dans un échantillon liquide prélevé en rivière. Elles peuvent être constituées de matières minérales (argiles, limons, sables) mais aussi organiques ou dissoutes. Dans la définition de la norme [ISO 6107-2 \(2006\)](#), les MES (matières en suspension) sont définies comme «matières éliminées par filtration ou centrifugation dans des conditions définies». La norme [APHA SM 2540D \(2005\)](#) décrit la procédure de mesure des TSS «*Total Suspended Solids*» qui sont définis également comme les matières solides retenues par un filtre standard excluant donc de fait les matières dissoutes. Les matières solides totales sont définies comme la somme des matières dissoutes et des matières en suspension ([ISO 6107-2, 2006](#)). Aux USA, la norme [ASTM D3977 \(2007\)](#) définit la SSC «*Suspended Solid Concentration*» comme le poids sec des matières solides (en suspension et dissoutes) présentes dans un échantillon analysé.

Il existe parfois une confusion entre MES et sable; les sables font-ils partie des MES? Cette confusion est entretenue par le fait que dans de nombreux laboratoires il n'y a pas de distinction sable/fines, au détriment de la qualité de l'analyse ou de sa représentativité. Certains laboratoires séparent les particules par tamisage au début de l'analyse.

Dans les cours d'eau, la composition du sable va dépendre de la géologie du bassin versant. Sa masse volumique moyenne est souvent estimée à 2650 kg/m^3 (masse volumique du dioxyde de silicium). La mobilisation du sable par l'écoulement va être intermittente, liée à sa disponibilité, aux conditions hydrodynamiques, à la topographie, à la nature du lit de la rivière.

On décrit souvent la taille des particules de sable par leur diamètre supérieur à $63 \mu\text{m}$ en faisant souvent l'hypothèse de particules sphériques, sachant qu'elles ne le sont jamais en milieu naturel. Nous verrons plus précisément les techniques de mesure de la taille des particules de sable dans la

partie suivante.

Hjülstrom (1935) propose un diagramme (cf. Fig. 1.4) qui représente la mobilité des sédiments en fonction de leur diamètre médian et de la vitesse de l'écoulement.

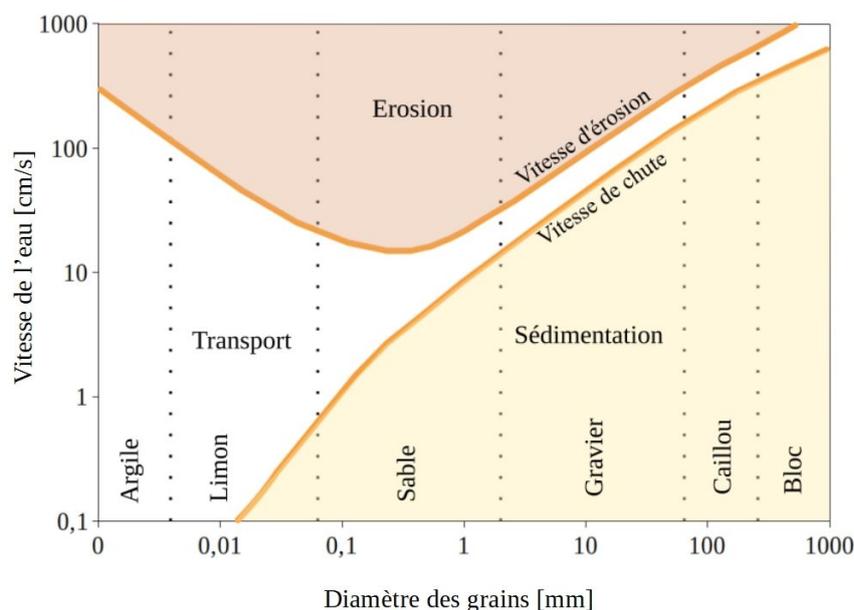


FIGURE 1.4. Diagramme de Hjülstrom.

D'après Edwards et Glysson (1999), lorsque le flux de sédiments en suspension se déplace à une vitesse de moins de 0,6 m/s alors on considère que seuls les limons et argiles sont transportés. À partir de 0,6 m/s, les sables peuvent également être pris en considération avec les argiles et les limons. Lorsque la vitesse d'écoulement dépasse 3,7 m/s, la forte turbulence mélange les particules en suspension. Dans ce cas, la distribution des sédiments en suspension est considérée comme uniforme. Si la vitesse est comprise entre 0,6 et 3,7 m/s, le sable peut également être mobilisé, puis transporté en suspension. Cependant, la distribution de la concentration de sable n'est pas uniforme. Les plus fortes concentrations de matières en suspension peuvent être trouvées dans les couches les plus profondes du cours d'eau. Les effets de gravité et de turbulence permettent l'échange vertical dans la colonne d'eau des matières en suspension. Pour une vitesse donnée, il peut y avoir simultanément transport par charriage et transport en suspension. Lorsque la vitesse augmente, certains matériaux qui étaient charriés peuvent être mis en suspension. Dans les cours d'eau à graviers comme le Rhône, le transport par suspension peut constituer la quasi-totalité du transport, tandis que dans les lits sableux comme la Loire, le transport par charriage est plus important. Les sables en suspension vont se déposer à des vitesses d'écoulement plus élevées que les limons. Ils vont avoir tendance à se déposer dans les secteurs où l'on observe des baisses de vitesse importantes (débordement dans les marges boisées, lônes, confluences). Certaines crues peuvent déposer des volumes de sable importants (cf. Fig. 1.5). Les limons plus fins vont se déposer dans les secteurs où la vitesse des eaux devient très faible (retenues, cavités, berges lors de décrue).

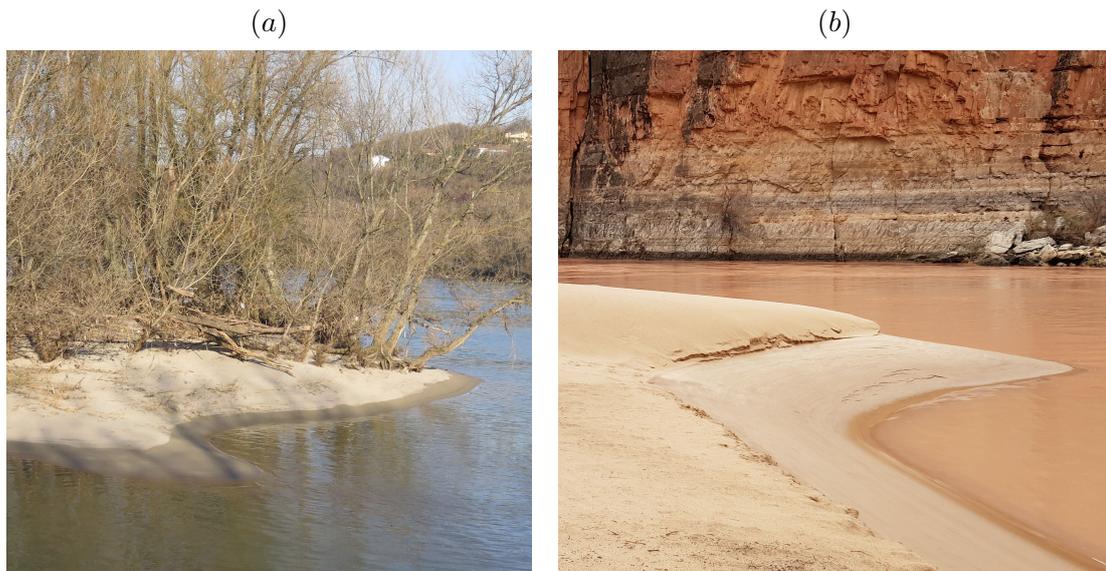


FIGURE 1.5. Dépôt de sable : Vieux Rhône près de Givors en février 2018 (a), Colorado au Mile 31 en février 2019 (b).

1.1.6 De l'homogénéité de la concentration en sédiments dans la section

Des gradients de concentration dans la section avaient déjà été observés par [Partiot \(1871\)](#) à la fin du XIX^e siècle ; «La quantité d'argile change suivant la profondeur à laquelle l'eau est puisée. Si la quantité moyenne contenue sur toute la hauteur d'eau est 1,00, elle est de 1,10 au fond, de 1,00 à la moitié de la hauteur et de 0,90 seulement à la surface». Cette hétérogénéité spatiale de la répartition des particules va être un point important lors du calcul du flux dans la section par rapport à la représentativité du ou des échantillons.

L'hypothèse de l'homogénéité de la suspension a été remise en question pour certains grands cours d'eau. [Curtis *et al.* \(1979\)](#) sur l'Amazone ont comparé des échantillons de surface avec des échantillons prélevés avec différents échantillonneurs à des profondeurs variées, il résulte de cette étude que même pour les particules les plus fines ($1 \mu\text{m}$) la répartition n'est pas homogène. [Nordin Jr \(1981\)](#); [Meade \(1985\)](#) font le même constat sur l'Amazone, le Mississippi et le Rio Grande. Cette hétérogénéité n'est pas toujours attribuable au sable, dans les mesures effectuées par [Meade \(1985\)](#) les analyses sont réalisées avec séparation préalable du sable. En Asie, on trouve des conclusions similaires sur le Fleuve Jaune ([Bureau of Hydrology, 1973](#)). Les travaux de [Martin *et al.* \(1992\)](#) confirment cette idée d'hétérogénéité des fines sur un plus petit cours d'eau. En effet, ils comparent les valeurs de concentration issues de prélèvements de surface avec des valeurs issues de prélèvements intégratifs dans la section réalisés sur plusieurs sites de la rivière Kentucky. Pour les sédiments de diamètre inférieur à $63 \mu\text{m}$, la mesure de la concentration en surface était 17% inférieure à la concentration moyenne intégrée sur la verticale. Pour les sables, du fait des concentrations nettement plus faibles observées en surface, la sous-estimation s'élevait à 51%. [Horowitz \(2008\)](#) a travaillé sur des données issues de plusieurs cours d'eau américains, il confirme que dans le cas d'un mélange de limons et de sables, les concentrations de surface sont plus élevées au centre de l'écoulement où les vitesses sont plus fortes. [Haimann *et al.* \(2014\)](#) observent aussi sur le Danube

autrichien des concentrations 2 fois plus faibles en berge que la concentration moyenne calculée à partir d'un jaugeage solide avec exploration de la section. Les différences dans l'homogénéité de la concentration en suspension dans une section de cours d'eau sont souvent attribuées à la présence de sable (Horowitz *et al.*, 1990). Des différences sont aussi observées en fonction des mélanges d'eau après les confluences. Le Coz *et al.* (2011) suspectaient une hétérogénéité des concentrations à Ternay sur le Rhône en aval de Lyon due au mauvais mélange depuis la confluence avec la Saône. Pouchoulin *et al.* (2020) confirment ces hypothèses par des campagnes de mesures menées à différents débits et prenant comme indicateur de mélange la conductivité électrique des deux cours d'eau.

Les sédiments en suspension ne sont donc pas répartis de façon homogène dans la section. Encore faut-il bien définir quelle population de taille de sédiments on observe. Les suspensions bimodales (avec limons et sables) sont courantes en crue, notamment dans les grands cours d'eau. Mais de nombreuses études ne précisent pas clairement les modalités d'analyse ou le détail des résultats par classe de diamètre. La terminologie utilisée n'aide pas ; charge solide, sédiments en suspension, matières en suspension totales... Le sable en suspension est mal défini, Lefort (1991) l'évoque comme «le passager clandestin du transport solide en suspension».

1.2 État de l'art des mesures de flux de sable dans les grands cours d'eau

1.2.1 De l'évolution des protocoles d'observation des sables dans les grands cours d'eau

Les premières mesures de concentration et de flux de sédiments dans les cours d'eau dateraient du début du XVIII^e siècle. Henri ou Hubert Gautier (1660-1737) ingénieur et inspecteur des grands chemins, ponts et chaussées du Royaume, nommé par Louis XIV de France, dans son ouvrage (Gautier, 1721) «Nouvelles conjectures sur le globe de la Terre», évoque les expériences d'un autre auteur qui, après décantation et filtration d'eau du Rhône, à débit moyen, en avait mesuré une concentration d'un dix-sept-centième de l'eau prélevée (soit 0,45 g/l si l'on considère une densité de 2650 kg/m³). Gautier (1721) en déduit un flux moyen. Ces premières mesures avaient pour but de quantifier et de prévoir l'érosion des continents.

Nicolas Hartsoeker (1656-1725) contemporain de Gautier aurait effectué des mesures similaires sur le Rhin (Ellenberger, 1977). D'Arcet (1776) évoque lui aussi des mesures effectuées en 1748 par un certain Schober qui fit des mesures de la charge solide en suspension de la rivière Saale de Thuringe. On retrouve dans son ouvrage le protocole utilisé à l'époque, il s'agissait de récolter un volume d'eau, de le laisser décanter plusieurs jours, puis d'en peser la matière sèche, tous les sédiments en suspension étaient donc pris en compte.

Lyell (1830), dans un chapitre sur l'évolution des deltas, décrit les mouvements du sable lors des crues du Gange et l'avancée du delta. Lyell cite entre autre les mesures du Major Rennell (1742-1830) ingénieur hydrographe, durant un pic de crue du Gange, qui dans un verre d'eau observe la sédimentation d'un quart du volume en sédiments. Il calculera ensuite le débit et flux de sédiments transportés durant l'événement. Lyell évoque la question de la densité des matériaux et les mesures d'autres ingénieurs, hydrographes et géologues sur le fleuve jaune en Chine, le Mississippi en Louisiane, et d'autres.

Sur la Garonne, Baumgarten (1848) décrit très précisément son protocole d'analyse par décantation/filtration de 4,6 litres d'eau de surface prélevée quotidiennement pendant plusieurs années près de Marmande. Il décrit également le préleveur qu'il conçoit pour vérifier l'homogénéité de la concentration dans la section. Il n'observera pas de gradient significatif lors des 5 campagnes menées. Baëff (1891) lors d'un suivi des flux de l'Arve prélève quotidiennement pendant 1 an, 5 litres d'échantillon, il adapte le volume d'analyse à filtrer en fonction de la concentration, 1 litre en régime de base et 0,5 litre en crue. Il décrit le principe de la pesée différentielle d'un filtre en papier après séchage et filtration, qui était pratiqué sans doute depuis longtemps et notamment utilisé aussi par le chimiste Jöns Jacob Berzelius au début du XIX^e siècle. Baëff (1891) met au point également ce qu'il appelle une échelle d'opacité sur 12 niveaux. Il prépare 12 tubes de verre avec des concentrations connues, obtenues par dilution successive d'une solution à 1 g/l et compare ses nouveaux échantillons à cette échelle. Il évalue la performance de cette méthode par comparaison aux filtrations et observe ses limites pour les échantillons d'été, lorsque du sable est présent dans la suspension.

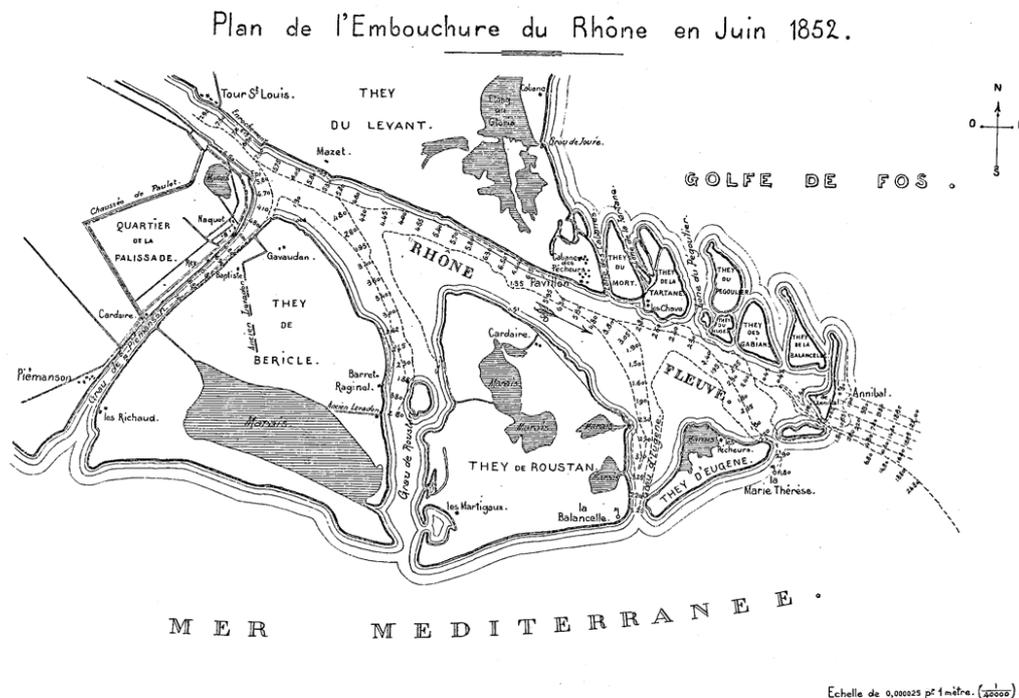


FIGURE 1.6. L'embouchure principale du Rhône d'après les ingénieurs Surell et Bernard en 1852 (Croquis par Adolphe Guérard, photo G. Pichard).

Le rapport de Surell (1847) est également une mine d'informations sur le delta du Rhône (cf. Figure 1.6). Il décrit avec précision les évolutions du delta du Rhône et les travaux envisagés pour maintenir une navigation, incertaine à l'époque. La marine avait organisé un service de balisage composé d'une équipe de 8 mariners qui évitait aux bateaux de s'ensabler au passage du delta. On trouve dans le rapport de Surell une estimation de flux de sédiments de $17 \text{ Mm}^3/\text{an}$. Cette estimation est basée sur des mesures de bathymétrie et des études diachroniques de cartes anciennes menées depuis 1713. Dans la note 13 «Marche des alluvions du Rhône» de ce rapport, des détails sont

donnés sur des mesures de concentrations en suspension. La technique utilisée pour l'analyse est l'évaporation complète de l'eau de l'échantillon jusqu'à calcination, la matière organique était donc éliminée. Des prélèvements sont effectués en surface mais aussi en suspension à une profondeur de 3,1 m, des gradients sont observés. Chose surprenante, la masse volumique des sédiments est variable dans les exemples donnés, peut-être était-elle vérifiée, recalculée ? Surrell présente également les résultats des mesures réalisées en 1808-1809 par MM. Gorsse et Soubours, deux ingénieurs des Ponts et Chaussées. François (1937) fait une description du transport solide par le Rhône dans un ouvrage sur l'évolution des côtes de Camargue. Il évoque deux séries de campagnes de mesures journalières (1869-1870) puis (1890 et 1891) qui ont permis de mettre en évidence une suspension graduée et la présence exceptionnelle de sable en suspension (9 échantillons sur 850), de grosses quantités de sable charrié sont constatées (malheureusement ce jeu de données n'a pas été retrouvé)¹.

Partiot (1871) décrit un protocole d'échantillonnage utilisé en 1869 sur la Loire. Il met en œuvre un vase en verre à large goulot, placé entre deux poids, il est descendu renversé de telle sorte que l'air emprisonné empêche l'entrée de l'eau, puis il est subitement retourné à la profondeur voulue pour remplissage. Ce système très simple ne peut empêcher une contamination de l'échantillon par des particules à la remontée mais il permet des mesures intéressantes. Partiot vérifie le fonctionnement de son échantillonneur en injectant du sable en amont du point de mesure pour évaluer sa méthode. Il décrit également un piège à sable développé par l'ingénieur Leferme, qui lui permit en 1856 d'estimer des flux de sable entrant et sortant entre la Loire et l'océan.

Les mesures de flux de sédiments de Surell sur le Rhône sont citées par des auteurs américains dès 1876 (Humphreys et Abbot, 1876). Les mesures de flux de Gorsse et Soubours sont alors considérées comme les premières au monde. Une recherche historique avec de nombreuses références intéressantes a été réalisée dans le premier rapport du FISP (Federal Inter-Agency Sedimentation Project) (FISP, 1940) et plus récemment, Dardeau et Causey (1990) retracent les différentes étapes de l'évolution des suivis et des protocoles et instruments de mesure depuis le milieu du XIX^e siècle aux États-Unis d'Amérique. Les américains, précurseurs de la métrologie pour le prélèvement et la mesure des sédiments sont surtout les premiers à s'organiser et se fédérer pour partager leur savoir faire et standardiser leurs méthodes et leurs instruments (cf. Fig. 1.7). Ensuite, au XX^e siècle ils vont continuer à développer préleveurs et méthodes de calcul, qu'on retrouve dans une très riche bibliographie numérisée et libre d'accès. Dès les premières études, le sable est différencié du reste de la suspension. Le FISP, créé en 1939 et encore actif aujourd'hui, a concrétisé ce travail collaboratif entre agences gouvernementales, leurs rapports sont une mine d'information extrêmement précise et intéressante. A partir de 1930, l'USGS (United State Geological Survey) a mis en place des mesures systématiques de la charge solide de nombreux cours d'eau. Les préleveurs isocinétiques développés ensuite par le FISP se sont imposés comme une norme en Amérique du Nord avec toujours le soucis de séparer sables et fines.

1. Note sur les premières données de concentration sur le Rhône : Ellenberger (1977) attribue à H. Gautier, les premières mesures des flux de sédiments du Rhône. Dès le début du XVIII^e siècle, il réalise aux embouchures du Rhône des opérations de «proilages» des alluvions, et calcule le rapport par volume d'eau, concluant à un taux de 1 :2000 (1 volume d'alluvions solides ou MES, matériaux en suspension, pour 2 000 volumes d'eau), un peu plus élevé que celui donné par Surell 140 ans plus tard (1 :2 500). En 1808 et 1809, les ingénieurs Gorsse et Soubour, donnèrent aussi ce taux de 1 :2 000, avec une variation de 1 m³ (de MES) sur 7 000 m³ d'eau en eaux basses, et 1 m³ sur 230 m³ d'eau durant les grandes crues (Cornillon, 1854).

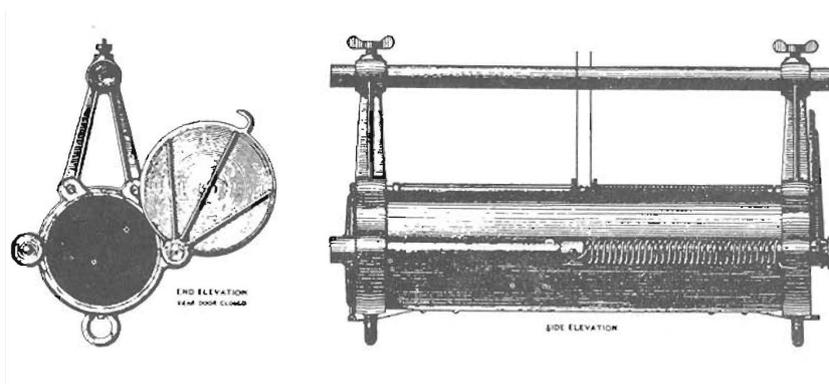


FIGURE 1.7. Échantillonneur de Leitz utilisé en 1900 aux USA (FISP, 1940)

Les protocoles de prélèvement sont encore actuellement très variables. Sur le Colorado est réalisé un suivi de long terme des flux de sable et de fines par la combinaison de jaugeages solides et de suivis acoustiques en continu (Topping et Wright, 2016). On peut aussi citer les travaux de McLean *et al.* (1999) sur la Fraser river au Canada, proches de ceux des américains. L'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) effectue des bilans sédimentaires sur le Congo (Laraque *et al.*, 1995), le Niger (Ferry *et al.*, 2012), sur l'Amazone (Filizola et Guyot, 2004) également où les prélèvements sont réalisées avec un préleveur horizontal développé par J. Callède (cf. figure 4.9 a).

En Europe, la communauté scientifique est moins coordonnée sur ce sujet, des travaux sont réalisés dans différentes rivières durant la même période mais les informations sont moins centralisées, ou plus difficilement disponibles. Des travaux ont été menés sur le Danube (Camenen *et al.*, 2011; Tiron Duțu *et al.*, 2014). Sur le Rhin certaines équipes utilisent un système de pompage (Frings *et al.*, 2014b). Sur le Rhône l'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire) et le Cerege (Centre Européen de Recherche et d'Enseignement en Géosciences de l'Environnement) ont adapté un piège à sable intégratif développé pour les études côtières (Kraus, 1987) pour une étude sur les flux de sable en suspension à l'embouchure (Antonelli, 2002). Sur la Loire de nombreux travaux récents s'intéressent au transport du sable et à la mobilité du lit avec différents moyens de mesure (Claude *et al.*, 2012). Les Suisses ont également développé un préleveur original pour calibrer les stations fédérales de suivi de la suspension. Cette liste est loin d'être exhaustive : il existe bien d'autres équipes qui ont développé leurs propres protocoles, sur des cours d'eau de différentes tailles, en Asie notamment.

On a vu ici la variété de protocoles de prélèvement et de définitions des concentrations en sédiments avec prise en compte ou non de la fraction sableuse. Il apparaît que dans beaucoup d'études les concentrations en suspension concernent sans distinction la totalité des classes granulométriques.

1.2.2 De l'estimation des bilans de flux de sable

La méthode la plus courante pour mesurer le flux de sable dans un cours d'eau est de calculer le produit de sa concentration C par le débit liquide Q_w .

$$\Phi = C \times Q_w \quad (1.1)$$

avec Φ le flux de sédiments en [kg/s], Q_w le débit liquide instantané en [m³/s] et C la concentration en sédiments en [g/l].

Malheureusement on a vu que les concentrations en sable sont peu connues et souvent incluses dans une concentration en suspension totale. Ces erreurs vont se propager dans les bilans de flux. Comme sur l'Arve où [Launay *et al.* \(2019b\)](#) remettent en question les évaluations hasardeuses de [Collet \(1925\)](#) qui avait appliqué un coefficient correctif à la concentration en fines pour en déduire celle du sable. Le caractère discontinu des mesures de concentration et parfois aussi de débit, rend difficile l'exercice de calcul du flux. En particulier lorsqu'on veut calculer le flux sur de longues périodes. [Launay \(2014\)](#) fait un intéressant recensement de méthodes de calcul des MES en les séparant en 4 familles : les méthodes d'interpolation, les méthodes d'extrapolation, les méthodes d'estimation de la production du bassin versant et la modélisation hydrologique. Des comparaisons de ces méthodes ont été réalisées par plusieurs auteurs mais aucune n'est idéale. Les performances de ces méthodes sont étroitement liées à la fréquence des mesures. Des estimations de flux sont disponibles sur de nombreux grands fleuves du monde. [Syvitski \(2003\)](#) fait un bilan des travaux sur le sujet en listant les impacts variés sur la production de sédiments des cours d'eau du monde (usages des sols, déforestation, barrages, consommation humaine, changement climatique). Des bilans à l'échelle globale sont calculés autour de 13 à 51 Gt/an suivant les études. Mais [Syvitski \(2003\)](#) souligne la disparité des méthodes d'extrapolations des observations et des mesures elles-mêmes.

Les flux de sable de certains cours d'eau sont bien connus et suivis en continu depuis longtemps comme en Amérique du Nord par l'USGS, au Canada, en Amérique du Sud avec une stratégie de jaugeages solides réguliers qui permettent de construire des chroniques de suivi du flux. On peut citer les travaux de Des Walling qui a calculé des bilans de flux sur de nombreux cours d'eau dans le monde ([Walling et Fang, 2003](#)). Aux USA les mesures de flux de sable ont commencé sur le Mississippi en 1838 par le capitaine Talcott, en 1889 sur le Rio Grande, puis au début du xx^e siècle sur le Colorado. En 1982, on comptera 364 sites de mesure suivis quotidiennement à travers le pays, puis dans les années 2006-2010 seulement 65 sites encore suivis quotidiennement par l'USGS ([Glysson, 1989](#)).

En France, la mise en place de mesures en continu des flux en suspension est parcellaire, on retrouve quelques chroniques continues de MES depuis les années 1980 ([Meybeck *et al.*, 2003](#)). Pourtant les hauteurs d'eau sont suivies en continu sur le Rhône depuis 1816 à Beaucaire ([Pichard, 2014](#)) et de nombreux événements hydrologiques sont décrits depuis le xiv^e siècle mais le transport solide a été moins observé ou moins rapporté dans la documentation disponible. Les premiers suivis réguliers, avec prise en compte des sables sont effectués sur de courtes périodes au milieu du xix^e siècle sur plusieurs cours d'eau : la Garonne (1839-1846) ([Baumgarten, 1848](#)), la Loire (1856-1859) ([Partiot, 1871](#)), la Durance (1857-1859 puis 1868-1889) ([Barbiero *et al.*, 2003](#)), le Rhône (1869-1870 puis 1890-1891) ([François, 1937](#)), l'Arve (année 1890) ([Baëff, 1891](#)) ; les données restent parcellaires.

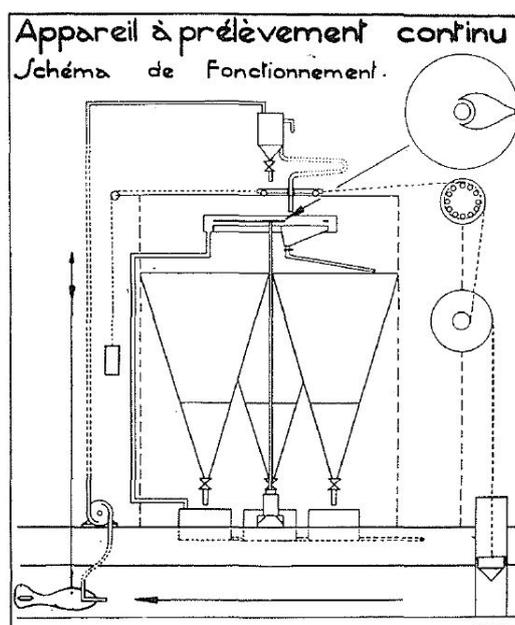


FIGURE 1.8. Décanteur à trois cuves utilisé par (Braudeau, 1951) à Mirabeau sur la Durance. Le débit solide était suivi en continu dans la rivière à l'aide d'un saumon suspendu muni d'un système de pompage à asservissement mécanique.

Pour effectuer des suivis de chasses de barrages, EDF a développé, avec plus ou moins de succès, entre les années 1950 (Braudeau, 1951) et 1980 des chaînes de mesure avec prélèvements pour suivre les sédiments en suspension en continu (cf. Figure 1.8). Les premiers préleveurs automatiques ont probablement été développés dans les années 1930 (Mundt, 1929), asservis au débit, certains ont été mis au point par l'ORSTOM (Colombani *et al.*, 1981). Gautheron (1994) a évalué la qualité métrologique de ces chaînes de mesure sur la Durance. A la CNR des mesures journalières avec un disque de Secchi sont mises en place dès 1962 sur le Rhône à Pierre-Bénite, la Roche de Glun et Chateauneuf ainsi que Beaumont-Monteux sur l'Isère (Savey et Deleglise, 1967). Ces mesures sont complétées par des prélèvements en berge par pompage de gros volumes d'eau pour effectuer des mesure de concentration et des prélèvements en bateau à l'aide de turbidimètres. Un suivi de plusieurs années de la suspension et du charriage est décrit (Savey et Deleglise, 1967; Savey et Deléglise, 1967), des proportions de sable en suspension dans la suspension totale sont calculées pendant les chasses de Génissiat (15% contre 20 à 30% hors chasses) et celles de la basse Isère (65%), des gradients de concentration sur la verticale sont observés sur plusieurs sites.

Plusieurs études vont aussi être menées en Arles, Reditis et Pont (1993) remarquent la présence de sable en suspension pendant les crues à partir d'un suivi mis en place en 1992-1993 par prélèvement automatique en sub-surface près de la berge. Sur 1994-1995 le suivi annuel rapporté par Pont (1997) lui permet de calculer que 81% du débit solide en suspension est passé en 78 jours (22% du temps), il montre aussi que sur la période les charges solides véhiculées par les crues septentrionales sont, à débit égal, beaucoup plus faibles que celles des crues méridionales. Dupouy (1998), d'EDF, a été chargé de l'étude préalable à la mise en place de la station pérenne des flux solides en Arles (station actuelle SORA). Lors de cette étude une bouteille horizontale de Méca-bolier lestée de 40 kg a été utilisée pour vérifier l'homogénéité de la concentration dans la section

et la représentativité d'un point en berge. Le préleveur de Mécabolier est un dispositif horizontal à fermeture par messenger de volume 800 ml. Une exploration de la section a été réalisée avec 7 verticales et 4 échantillons par verticales, les analyses ont été effectuées par filtration. Ils ont relevé une bonne homogénéité de la concentration dans la section «sauf pour la frange du fond, où la teneur en grosses particules peut être plus importante» (Dupouy, 1998). Une étude bibliographique des estimations anciennes de bilans de flux de sédiments sur le Rhône est proposée par Antonelli (2002) et complétée ensuite par Maillet *et al.* (2007). Ces estimations sont très lacunaires et l'on observe une grande variabilité annuelle. Cette variabilité peut avoir des origines naturelles notamment la provenance des crues mais aussi provenir des méthodes de mesure et de calcul qui englobent ou pas les sables en suspension. Par exemple, les flux de sédiments annuels publiés par Pont *et al.* (2002) sont issus de mesures journalières en berge en Arles. L'auteur a vérifié l'homogénéité latérale de la concentration et suggère que des gradients verticaux sont très probables, surtout en période de crue, périodes les plus contributrices en terme de volume de sédiments. Antonelli (2002) recense également les auteurs qui ont travaillé sur la répartition des classes granulométriques dans le flux solide à l'exutoire du Rhône et constate une grande hétérogénéité des données sur la quantification de la fraction sableuse. Cette hétérogénéité s'explique en partie par l'intensité et la provenance des crues mais est aussi fortement liée à la méthode de prélèvement et la densité d'exploration de la section notamment sur la verticale. En effet, il est logique que Pont *et al.* (2002) ne mesurent que très peu de sable en basant ses études sur un prélèvement quotidien en sub-surface, là où d'autres on fait des constats bien différents en mesurant sur la verticale (Lorgeré, 1959). Antonelli (2002) rassemble les différents éléments des études antérieures sur l'estimation des flux de sable comprise entre 0,042 à 1,55 Mt selon les années et les approches méthodologiques mises en œuvre. Le flux de sable en suspension pourrait avoir atteint 4,8 Mt durant les années de très forte hydraulicité comme en 1993-1994. Cependant ces estimations sont basées sur des études utilisant des méthodes très différentes, prélèvements en berge ou distribués, études diachroniques de photos et de stocks sédimentaires, évolution de la bathymétrie. A partir d'une approche par des campagnes de prélèvements de sable en suspension dans la section mené en 2001-2002, à débit très modeste, Antonelli (2002) constate des gradients verticaux et estime à l'exutoire les flux de sable en suspension entre 0,61 et 0,67 Mt/an avec 1,1 Mt durant les années à fort transport. Antonelli (2002) met en garde sur le caractère très incertain de ses estimations.

Sur la Loire, après les premières estimations annuelles de Partiot (1871), Berthois (1955) fait le même constat sur les gradients de concentration, en prélevant à 3 profondeurs (cf. Figure 6.2). Il voit aussi les difficultés du prélèvement en crue, mais estime les flux de sédiments de la Loire (Berthois et Morize, 1960). Sur la Garonne on trouve des estimations annuelles à Marmande entre 1839 et 1846 (Baumgarten, 1848), cette étude est particulièrement intéressante et la plupart des mesures y sont consignées et décrites. On retrouve aussi des estimations annuelles anciennes sur d'autres cours d'eau français au début du XX^e siècle (Müntz et Lainé, 1915).

A l'heure actuelle en France, des réseaux de stations turbidimétriques, ou des stratégies de prélèvements réguliers sont mis en place sur certains bassins versants pour suivre la concentration en MES des cours d'eau (par conversion d'un signal de turbidité). Dans ce cas là, le sable n'est pas pris en compte dans la mesure du turbidimètre mais l'est parfois dans les analyses d'échantillon, ce qui peut poser des problèmes de cohérence des données, surtout en crue. Ces stations sont gérées par des producteurs de données (collectivités, instituts de recherche, services de suivi réglementaire,

gestionnaires de barrage, de STEP). La concentration en MES mesurée sera ensuite combinée à un débit liquide pour calculer un flux. Cette stratégie est utilisée notamment dans le réseau de l'OSR (Observatoire des Sédiments du Rhône) sur le Rhône et ses affluents depuis 2005. Sur la période 2000-2016, Poulrier *et al.* (2019) évaluent les flux de MES et de polluants associés sur le Rhône. Des suivis hydro-sédimentaires de ce type sont aussi réalisés dans le réseau des cours d'eau qui alimentent les barrages de montagne dans différentes régions avec une problématique de sable beaucoup plus présente, notamment lors des crues (Launay *et al.*, 2019a) et des chasses de l'Isère (Camenen *et al.*, 2019b). Launay *et al.* (2019a) estime des volumes de sédiments par classe granulométrique sur l'Isère et le Rhône pour la crue de 2008, près de la moitié du volume produit par l'Isère pendant l'évènement serait des limons grossiers et des sables.

Le suivi des flux de sable en suspension est complexe, si des suivis existent depuis longtemps sur certains cours d'eau, cette pratique est loin d'être généralisée. Différentes approches existent pour prendre en compte les sables dans la suspension totale. Une meilleure connaissance des gradients de sable permettrait de mieux le prendre en compte dans les bilans.

1.3 Contexte et objectifs

1.3.1 Enjeux scientifiques

La question des flux transportés dans les cours d'eau jusqu'aux océans mobilise la communauté scientifique. Sables, MES, matière organique, PCB, plastiques, médicaments, pesticides, hormones, hydrocarbures, nanoparticules... Certains éléments vont être dissouts dans l'eau, se fixer sur les sédiments en suspension ou se déposer. Les cours d'eau vont les transporter le long des bassins versants. Par ailleurs la baisse des apports terrigènes en sable depuis les grands cours d'eau, l'exploitation du sable marin, la montée des océans se conjuguent pour accélérer l'érosion des deltas et des côtes. Un travail collaboratif de prospective de plusieurs hydrologues internationaux a amené à 23 questions scientifiques non encore résolues en hydrologie (Blöschl *et al.*, 2019). La question de la quantification des flux de sable - centrale dans ce travail - rejoint 2 des 23 questions et tente de contribuer à y répondre :

5. What causes spatial heterogeneity and homogeneity in runoff, evaporation, subsurface water and material fluxes (carbon and other nutrients, sediments), and in their sensitivity to their controls (e.g. snow fall regime, aridity, reaction coefficients) ?

16. How can we use innovative technologies to measure surface and subsurface properties, states and fluxes at a range of spatial and temporal scales ?

Plus localement, on veut rendre un espace de liberté aux grands cours d'eau, ainsi le Plan Rhône 2015-2020 investit 43 M € pour dynamiser le fonctionnement sédimentaire du Rhône (remobilisation des marges alluviales, réhabilitation de bras morts) et redonner des espaces de vie aux organismes. L'OSR est un observatoire de recherche créé en 2009, issu du Plan Rhône, qui fédère scientifiques, gestionnaires et collectivités locales autour de l'étude de la dynamique hydro-sédimentaire du bassin du Rhône. Parmi les objectifs scientifiques des programmes successifs de l'OSR, on retrouve

les questionnements sur le transit sédimentaire dans les différents compartiments, la quantification des flux, les budgets sédimentaires. Les questionnements sur la quantification des flux de sable ont trouvé aussi leur place dans ce programme et deviennent des questions importantes en particulier pour les gestionnaires de barrages et de voies navigables.

Enfin, ce projet de thèse rejoint des questionnements au cœur des travaux de recherche de l'Equipe HYR (HYdraulique des Rivières) de l'unité de recherche RiverLY avec des liens vers les outils et travaux de l'équipe HBV (Hydrologie des Bassins Versants) et l'utilisation d'outils développés dans l'unité (Q+, BaM, modèles numériques). Il est dans la continuité des travaux de thèse sur le transport solide menés depuis plus de 10 ans dans l'unité (Recking, 2006; Le Coz, 2007; Jodeau, 2007; Moore, 2011; Latapie, 2011; Beraud, 2012; Jaballah, 2013; Antoine, 2013; Launay, 2014; Guertault, 2015; Perret, 2017a; Vergne, 2018). Le transport solide est une thématique forte de l'UR RiverLY avec une composante d'expérimentations contrôlées dans le HHLab (laboratoire d'hydraulique, d'hydromorphologie et d'étude des transferts), une composante numérique avec les développements de codes de calcul du transfert par charriage (RubarBE, Rubar20TS et AdisTS). Et enfin une composante forte d'observation en milieu naturel avec les travaux dans les zones atelier Arc-Isère, de la ZABR, de l'OSR, et plus récemment du réseau OZCAR, ainsi que des campagnes de mesures ponctuelles dans le cadre de différents projets et collaborations (GCMRC, HyBAm, MRC). Le sable est devenu au cœur des préoccupations de nos partenaires producteurs d'énergie CNR et EDF pour la gestion des stocks de sable présents dans le réseau de barrages du bassin du Rhône.

1.3.2 Objectifs

Les flux et les bilans de sable restent encore actuellement difficiles à établir sur de nombreux cours d'eau, du fait du manque de données, de leur grande incertitude et des limites des méthodes de mesure et de calcul, ce qui ne permet pas un diagnostic et une prise de décision efficaces.

A l'heure actuelle, plusieurs questions scientifiques demeurent sur la compréhension du transport solide, et en particulier du sable, notamment sa dynamique temporelle et spatiale afin de calculer des bilans événementiels et annuels. La motivation générale de cette thèse est de quantifier et réduire l'incertitude sur les flux de sable dans les grands cours d'eau par une approche à base physique pour l'estimation de courbes de tarage sédimentaires de sable. Pour cela, avant même de discuter la problématique d'équilibre avec le fond et les apports amont, il faut progresser sur plusieurs points :

- Tout d'abord identifier les principales sources d'incertitude des jaugeages solides (mesures de flux), liées aux prélèvements, aux analyses et aux intégrations verticales et latérales des résultats.
- Tester les méthodes de calcul du flux dans la section et proposer une nouvelle approche intégrant mesures ADCP, prélèvements et extrapolations dans les zones non mesurées.
- Établir des relations de type courbe de tarage sédimentaires appliquées au sable, étudier les incertitudes de ces relations et les combiner avec des hydrogrammes pour estimer des flux de sable assortis de leurs incertitudes lors d'évènements hydrologiques.

Afin de développer les différents aspects de ce travail, plusieurs jeux de données ont été utilisés. Des campagnes de jaugeages solides ont été réalisées sur le Rhône à Lyon-Perrache principalement pendant une crue importante en janvier 2018 ($2\,800\text{ m}^3/\text{s}$) (Dramais *et al.*, 2018b). Sur le Colorado sur plusieurs sites ont été étudiés autour du Grand Canyon pendant une expédition hivernale en février 2019 menée par le GCMRC dans le cadre d'une collaboration avec l'USGS. La campagne

de mesures sur le Mékong a été réalisée en 2013 (Dramais *et al.*, 2015) dans le cadre d'une étude menée par la CNR (Compagnie Nationale du Rhône) autour du projet de barrage de Xayaburry (cf. Figure 1.9). Il avait été précédé d'une première mission en 2012, en collaboration avec la MRC (Mekong River Commission) le Cerege le WWF (World Wildlife Found) et l'Université d'Ottawa (Dramais *et al.*, 2013, 2014; Moore *et al.*, 2013a).

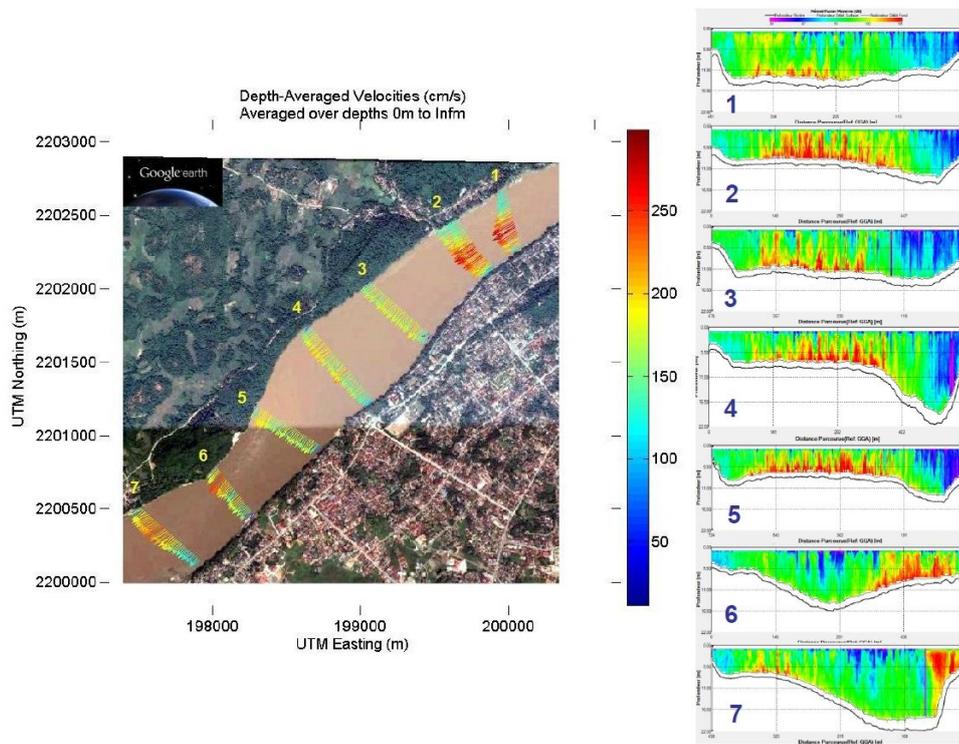


FIGURE 1.9. Variabilité des vitesses ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) moyennées sur la verticale sur un tronçon du Mékong à Luang Prabang, données affichées via le logiciel VMT (Parsons *et al.*, 2013) de l'USGS (à gauche) (photo Google Earth). Variabilité des bathymétries et de la rétrodiffusion acoustique mesurée par ADCP sur chaque transect (à droite). (Dramais *et al.*, 2014).

Les données de la mission sur l'Amazone sont issues d'une collaboration avec l'IRD (Institut de recherche pour le développement) et le programme de suivi de long terme HyBAM (HYdrogéochimie du Bassin AMazonien - Geodynamical, hydrological and biogeochemical control of erosion, alteration and material transport in the Amazon Basin). D'autres campagnes de mesures réalisées dans le bassin du Rhône ces dernières années au sein de différents projets collaboratifs notamment dans le cadre de l'Observatoire des Sédiments du Rhône, permettent d'illustrer les différentes étapes de ce travail.

A partir de ces jeux de données nous allons travailler sur les jaugeages solides en proposant des améliorations des protocoles d'analyse et de prélèvement, des comparaisons entre préleveurs. Une analyse bayésienne des incertitudes peut aussi être effectuée sur le modèle de profil de concentration en sables afin d'optimiser le protocole de prélèvement et d'améliorer les extrapolations dans les zones non mesurées.

Une nouvelle méthode de calcul est proposée pour combiner les mesures ADCP et les prélèvements dans la section. Pour cela différentes options peuvent être testées pour comparer l'impact de la stratégie de calcul sur le résultat de flux de sable.

Enfin les courbes de tarage de sable sont étudiées sur la base de formules de transport par capacité, elles permettent de calculer des bilans de volume de sable à partir d'un hydrogramme. L'outil *BaM!* est adapté au modèle de transport de sable pour estimer les incertitudes associées aux estimations de volume de sable, avec un niveau de confiance de 95% (cf. Figure 1.10).

Le manuscrit s'articule en 6 chapitres :

- Dans ce chapitre introductif sont décrits le contexte, les enjeux du travail et un aperçu historique de la mesure de la suspension en rivière.
- Dans le second chapitre, sont posées les bases théoriques sur le transport solide et de la mesure de la suspension sableuse.
- Le protocole utilisé dans la thèse et quelques éléments sur les sites et la présence du sable en suspension sur ceux-ci sont détaillés dans le troisième chapitre, avec des détails sur le bassin du Rhône.
- Les méthodes de prélèvement et d'analyse sont évaluées dans le quatrième chapitre.
- Le cinquième chapitre décrit une nouvelle méthode de calcul de flux de sable et sa comparaison à d'autres approches.
- Le sixième chapitre aborde l'utilisation des courbes de tarage sédimentaire de sable pour effectuer des bilans.
- Enfin, nous terminerons par les conclusions et perspectives de ce travail.

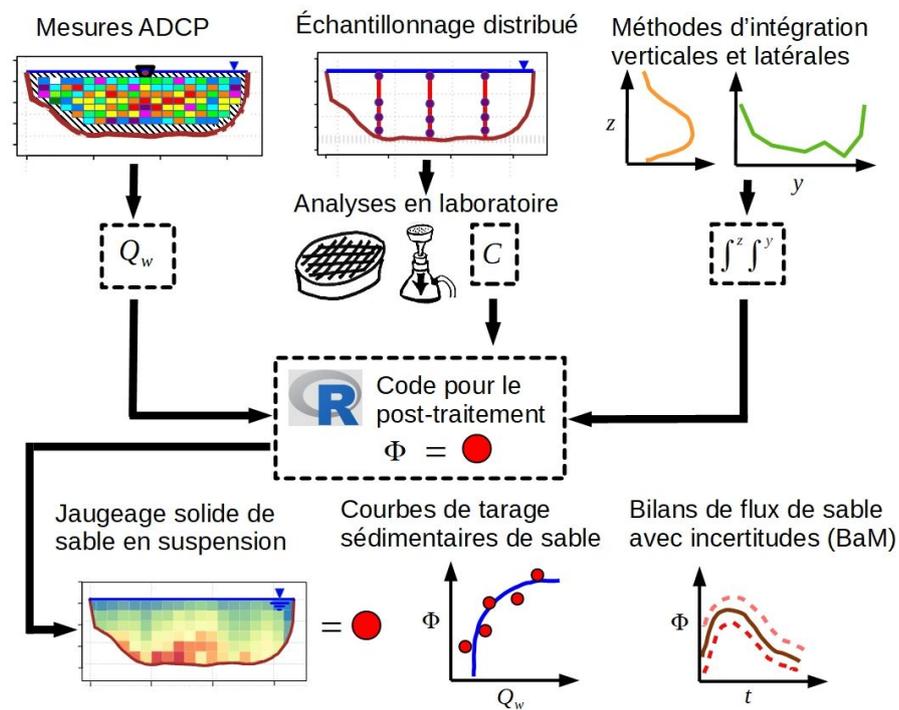


FIGURE 1.10. Description schématique du contenu de la thèse depuis les mesures de terrain aux bilans de flux. Q_w désigne le débit liquide, c la concentration en sables, Φ le débit de sable en suspension t le temps z la coordonnée dans l'espace des profondeurs d'eau et y la coordonnée dans l'espace de la largeur du cours d'eau.

Théorie et mesure de la suspension



«Il est évident que la seule méthode sûre est celle des sciences physiques : faire des mesures. Mais quelles mesures ? comment les exécuter quand la dimension des objets est trop grande, le phénomène trop rapide ou, au contraire, trop lent pour qu'il puisse être observé ?»

Jacques Bourcart
(L'érosion des continents, 1957)

Avant-propos

Dans cette partie, une synthèse bibliographique est menée sur la théorie de la suspension sableuse, la mesure des caractéristiques de cette suspension et enfin sur des procédures et méthodes de calculs permettant de déterminer le flux de sable. L'objectif est d'obtenir une vision large des différents outils à disposition pour comprendre, mesurer et déterminer un flux de sable en suspension. Tous les outils exposés ne sont pas nécessairement utilisés par la suite mais apportent un éclairage pour expliquer les choix effectués dans cette thèse.

Processus en jeu

L'hydraulique, la géomorphologie, la mécanique des fluides et des solides décrivent les processus liés au transport de sédiments. La capacité de déplacement des particules solides dans l'eau est très directement liée à différentes caractéristiques physiques :

- celles du fluide (vitesse, densité, viscosité, turbulence),
- celles des particules elles-mêmes (taille, forme, densité, granulométrie, rugosité de peau, vitesse de chute),
- celles du tronçon de rivière (pente et profondeur, rugosité de forme, distribution spatiale de la granulométrie).

Nous nous focaliserons sur les processus de suspension dans cette partie. Une particule ne peut être mise en mouvement que si les forces hydrodynamiques qui agissent sur elle (traînée, portance) sont supérieures aux forces stabilisatrices de pesanteur. Le maintien de ces particules sédimentaires dans la colonne d'eau est lié à la turbulence comme l'ont décrit de nombreux auteurs comme [Vanoni \(1946\)](#) ou [Einstein \(1950\)](#). Cette suspension résulte d'un équilibre entre les forces de gravité qui attirent les particules au fond et les forces de turbulence qui créent en moyenne une force verticale ascendante. Comprendre la suspension nécessite donc une connaissance préalable des caractéristiques des particules et de l'écoulement. Les trois forces principales qui agissent sur le transport solide dans les cours d'eau sont : l'accélération de la pesanteur, la pression et la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement sur le fond ([Pinto Martins, 2008](#)).

Le transport en suspension peut être expliqué grâce au concept de diffusion-convection, qui permet de décrire la distribution verticale de la concentration.

2.1 Caractéristiques des particules

Les particules en suspension peuvent être classifiées selon différents critères : leur diamètre, leur forme, leur densité, leur capacité de cohésion, leur composition chimique, minéralogique ou parfois leur nature organique ou inorganique. L'origine des particules en suspension dans les grands cours d'eau va varier selon la diversité géologique du bassin versant, son histoire, l'occupation des sols, l'intensité et la localisation des précipitations et du ruissellement. On observe souvent pendant les périodes de hautes eaux des couleurs différentes selon l'origine des crues.

Sédiments non-cohésifs, les sables sont souvent constitués de quartz et de carbonates, ils ne présentent pas de propriétés d'interaction entre eux comme les sédiments cohésifs. Par simplicité la

séparation entre sédiments cohésifs et non-cohésifs a été établie selon la taille des particules même si cela ne correspond pas toujours exactement à la réalité. Certains auteurs comme Garcia (2008) ont montré que les limons grossiers avaient un comportement similaire aux sédiments non-cohésifs.

Garcia (2008) estime que parfois, il peut être intéressant de considérer une valeur plus faible que $63 \mu\text{m}$ pour la classe granulométrique des sables, de l'ordre de $40 \mu\text{m}$, pour prendre en compte la présence de limons grossiers dont le comportement se rapproche du sable. Dans ce travail nous ne décrirons pas précisément les caractéristiques et le comportement des sédiments cohésifs. En effet, ils sont constitués de particules plus fines qui ont tendance à s'agréger sous forme de floes. La forme et la densité de ces agrégats sont contrôlées par les processus de floculation (Eisma, 1986).

La densité d'un matériau est pour les solides et les liquides, le rapport de la masse volumique de ce matériau à celle de l'eau. La masse volumique des minéraux constituant le sable étant sensiblement identique on considère une valeur moyenne de 2650 kg/m^3 . Pour les dépôts de sable la masse volumique va parfois varier en fonction de la compaction du matériau et de sa saturation en eau (Yang, 2006).

2.1.1 Classification des particules

Les chocs des grains les uns contre les autres, le passage des grains les plus fins entre les plus gros et aussi la dissolution conduisent à un émoussé, puis à un arrondissement général. Ces changements de forme s'accompagnent d'un changement d'état de surface, polissage, enlèvement d'éclats (Bourcart, 1957). La forme d'une particule sédimentaire est une caractéristique qui fait l'objet de classifications différentes qui vont dépendre de l'échelle d'observation, on peut décrire sa forme générale, allongée, angulaire, sphérique. De nombreux coefficients de forme ont été proposés dans la littérature (Graf, 1984). A une échelle inférieure, on s'intéressera à son état de surface pour décrire ses aspérités, sa porosité, sa rugosité. La rugosité de surface correspond à une mesure des variations de courbure le long de la surface de la particule. De faibles distorsions de la surface accroissent le coefficient de traînée et font décroître la vitesse de chute de la particule (Williams, 1966). La Figure 2.1 montre la variété des formes de grains de sable en suspension prélevés sur le Rhône durant trois événements hydrologiques récents entre le lac Léman et le delta du Rhône.



FIGURE 2.1. Sable en suspension prélevé sur le Rhône pendant l'abaissement partiel des barrages du Haut-Rhône en 2016 à Chancy (a), pendant la crue de janvier 2018 à Lyon (b), pendant la crue de décembre 2017 à Port Saint Louis (c).

Les particules de sable ont une forme irrégulière, le résultat de la mesure est exprimé par le diamètre qu'aurait une sphère théorique équivalente. Ce diamètre est aussi appelé méso-diamètre de Feret (1931) qui correspond à la longueur de l'axe b_s (cf. Figure 2.2). La mesure de diamètre

est basée sur la longueur de trois axes de la particule mutuellement perpendiculaires : le plus long (axe a_s), l'intermédiaire (axe b_s), et l'axe le plus court (axe c_s). C'est la dimension de l'axe b_s qui permet aux particules de franchir ou pas les mailles (carrées) d'un tamis. Les principales techniques de mesure du diamètre et de la distribution des particules seront discutées au § 2.5.7.

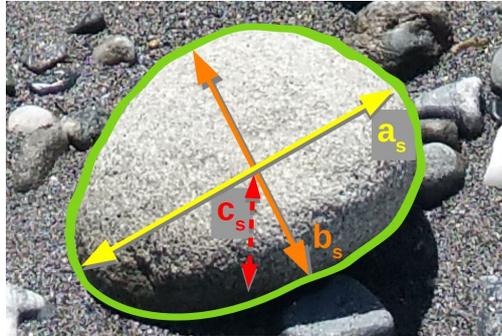


FIGURE 2.2. Définition des axes des particules, l'axe b_s qui sert souvent de référence.

Dans un souci de simplification, une seule mesure caractéristique de la particule est généralement gardée même si quelques auteurs calculent des coefficients de forme (Sahu, 1965; Duval *et al.*, 2015). L'axe b_s sert ainsi souvent de référence. Les particules sont ensuite réparties en classes granulométriques (cf. Tableau 2.3).

Les grains peuvent être de formes différentes suivant le lieu et le moment de prélèvement sur un même cours d'eau. On voit que la classification des particules de sable est source d'incertitudes. En effet dans la plupart des équations théoriques qui régissent le transport solide, les particules sédimentaires sont considérées comme sphériques, cette approximation permet de simplifier les relations et est aussi liée au fait que les résultats de mesure de la granulométrie sont donnés sous forme de diamètre.

2.1.2 Représentation de la granulométrie

Pour représenter la distribution granulométrique ou la fréquence d'occurrence de classes de taille des particules solides en suspension, on utilise les diagrammes semi-log de fréquence d'apparition des particules ou diagrammes de fréquences cumulées. Dans l'exemple de la Figure 2.3 a, on observe deux modes principaux dont un mode sableux et un mode plus fin avec des limons, on parle alors de distribution granulométrique multi-modale, courante en rivière (Agrawal et Hanes, 2015; Armijos *et al.*, 2017).

TABLE 2.1. Classification granulométrique de [Wentworth \(1922\)](#), d'après [Bunte et Abt \(2001\)](#) et [Camenen \(2016\)](#), avec les terminologies française et anglaise.

Description des particules		d (mm)
		4096
bloc (boulder)	très gros (very large)	2048
	gros (large)	1024
	moyen (medium)	512
	petit (small)	256
cailloux (cobble)	grossiers (large)	128
	fins (small)	64
gravier (gravel)	très grossier (very coarse)	32
	grossier (coarse)	16
	moyen (medium)	8
	fin (fine)	4
	très fin (very fine)	2
	très grossier (very coarse)	1
sable (sand)	grossier (coarse)	0.5
	moyen (medium)	0.25
	fin (fine)	0.125
	très fin (very fine)	0.0625
limon (silt)	très grossier (very coarse)	0.0313
	grossier (coarse)	0.0156
	fin (fine)	0.00781
	très fin (very fine)	0.00391
argile (clay)	très grossière (very coarse)	0.00195
	grossière (coarse)	0.000977
	fine (fine)	0.000489
	très fine (very fine)	0.000244

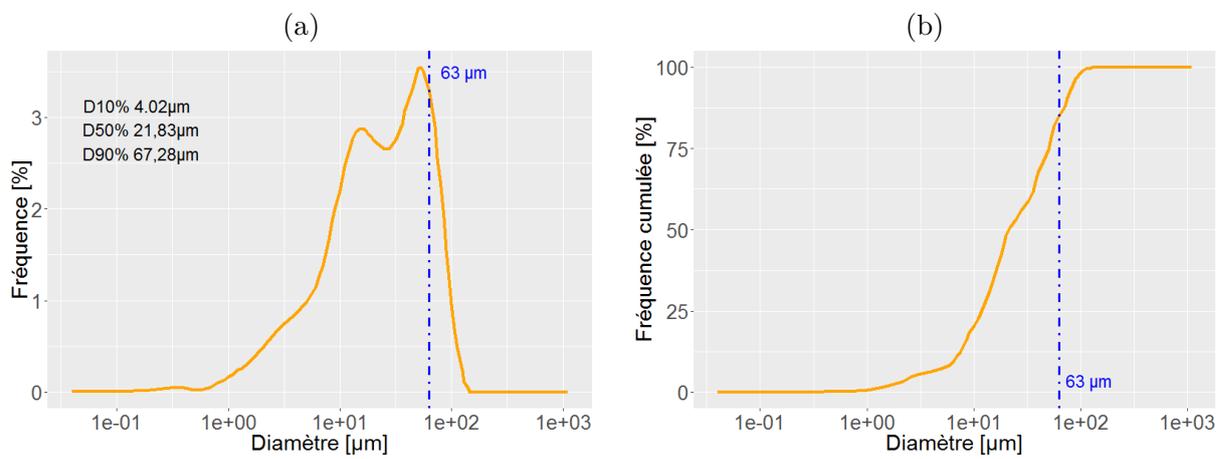


FIGURE 2.3. Exemple de diagramme de fréquence d'apparition des particules (a) et diagramme des fréquences cumulées correspondant (b) pour des sédiments en suspension dans une section du Rhône à mi-profondeur pendant l'abaissement partiel des barrages du Haut-Rhône en 2016 à la station suisse des Ripes.

Les valeurs caractéristiques calculées à partir de ces distributions granulométriques sont le diamètre médian d_{50} , et les diamètres à 10% et 90% de passant, les quantiles d_{10} et d_{90} , respectivement. A partir de la courbe de fréquence cumulée, il est aussi possible de définir des diamètres liés aux principaux modes observés. Le diamètre médian d_{50} correspond à la maille du tamis qui laisse passer 50% de la masse de l'échantillon, cette maille sépare l'échantillon en deux masses égales. Si l'on sépare les populations en deux modes, par exemple, on pourra calculer un d_{50} pour chacun des modes. A partir de ces valeurs on peut calculer différents indices pour apprécier la forme de la courbe granulométrique et caractériser ainsi l'échantillon. En classification des sols on retrouvera par exemple le coefficient de Hazen ou d'uniformité, qui décrit l'étendue de la courbe. L'hétérogénéité granulométrique est parfois décrite par un paramètre de dispersion (l'étendue ou l'écart type). Dans plusieurs études et modèles de transport de sédiments on retrouve le rapport entre d_{84} et d_{16} , σ_d représente l'étendue de la courbe granulométrique.

$$\sigma_d = \sqrt{\frac{d_{84}}{d_{16}}} \quad (2.1)$$

où d_{16} et d_{84} correspondent respectivement aux diamètres à 16% et 84% de passant.

Ces valeurs caractéristiques sont très couramment utilisées pour définir la taille moyenne des sédiments dans un mélange, même si la distribution n'est pas toujours log-normale. Ces indices sont entachés de nombreuses incertitudes liées notamment à la mesure, qui peuvent limiter leur représentativité.

Dans les cours d'eau, on observe souvent une distribution granulométrique multi-modale des sédiments en suspension comme sur l'Amazone (Armijos *et al.*, 2017), le Mekong (Bravard *et al.*, 2013), le Mississippi (Nittrouer et Viparelli, 2014) et bien d'autres. Cette suspension comporte un mode fin avec des limons et argiles et souvent un mode plus grossier, actif principalement en crue, qui comporte des limons plus gros et du sable (cf. Figure 2.4).

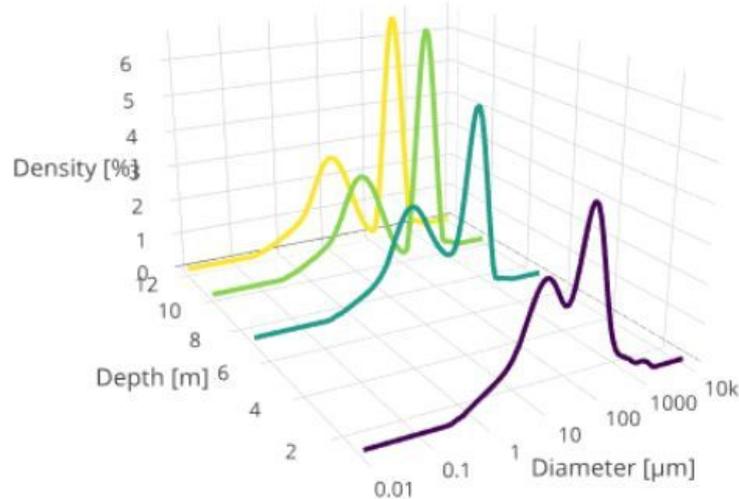


FIGURE 2.4. Exemple d'une distribution bimodale sur le Rhône à Perrache le 23 janvier 2018, les 4 courbes représentent les sédiments présents aux différentes profondeurs explorées.

La distribution granulométrique d'un échantillon composé d'une unique classe de sédiments (limon ou sable par exemple) tend vers une distribution log-normale après avoir été transportée en rivière (Middleton, 1976). Une classe de sédiment peut ainsi être décrite selon l'équation :

$$f(\log(d)) = \frac{1}{\sigma_d \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\log(d) - \log(d_{50})}{\sigma_d} \right)^2 \right] \quad (2.2)$$

où la fonction log correspond au logarithme décimal (\log_{10}). Il existe aujourd'hui des méthodes pour décomposer une courbe granulométrique en ses modes les plus probables. Launay (2014) a ainsi utilisé une méthode de démodulation permettant d'identifier le mélange de distributions gaussiennes correspondantes aux différentes sous-populations homogènes de particules (Masson *et al.*, 2018). La démodulation d'une courbe granulométrique en plusieurs modes, suppose une combinaison de distributions log-normales (Eq. 2.2) caractérisant chacune des sous-populations (Figure 2.5). La séparation en modes à partir d'une mesure de granulométrie peut être une solution pour déterminer différentes populations de sédiments. Dans un échantillon de rivière contenant du sable, la séparation physique par tamisage et l'analyse granulométrique différenciée est cependant préférable pour réduire les erreurs de mesure (Dramais *et al.*, 2018a).

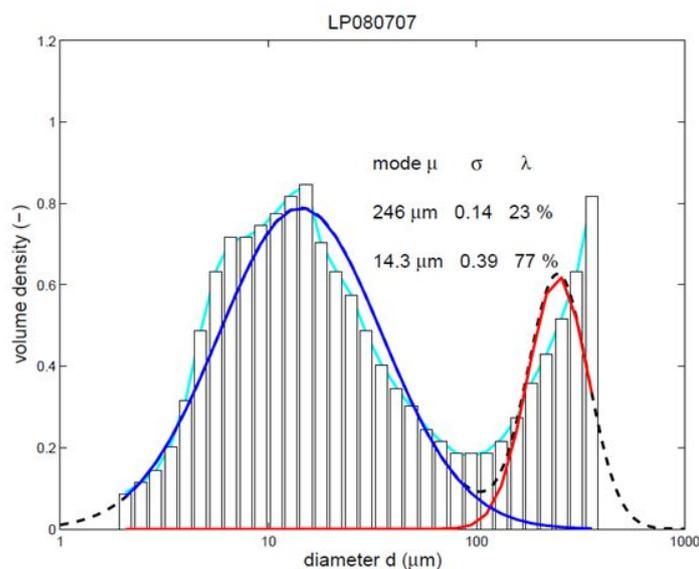


FIGURE 2.5. Exemple de démodulation d'une distribution granulométrique de sédiments en suspension dans le Mekong à Luang Prabang (Laos) en 2013 (Dramais *et al.*, 2015).

2.1.3 Vitesse de chute

La vitesse de chute d'une particule est notée ω , c'est une notion fondamentale de l'hydrodynamique pour la compréhension du transport solide en suspension. Selon la loi de Stokes, une particule élémentaire est soumise à la force de gravité et à la résistance opposée par le fluide au mouvement de cette particule. L'équilibre de ces forces permet de calculer la vitesse de chute d'une particule en régime permanent. De nombreuses formulations semi-empiriques de la vitesse de chute des particules existent, elles ont été souvent comparées et plusieurs auteurs ont proposé des variantes (Jiménez *et Madsen*, 2003; Camenen, 2007). Dietrich (1982); Camenen *et Larson* (2008) ont essayé de prendre

en compte les différents paramètres d'influence sur la vitesse de chute des particules naturelles (taille, densité, forme, sphéricité) dans leurs calculs. Dans l'eau, la vitesse de chute va dépendre du régime d'écoulement et donc du nombre de Reynolds. On va faire la distinction entre trois régimes d'écoulement qui vont être délimités par des valeurs du nombre de Reynolds particulière \Re_* (cf. § 2.2.1) tel que :

$$\Re_* = \frac{\omega d}{\nu} \quad (2.3)$$

avec ω la vitesse de chute de la particule [m/s], ν : viscosité cinématique du fluide ($\nu = 10^{-6}$ m²/s pour de l'eau à 20° C). Les travaux de [Van Rijn \(1984\)](#) permettent d'évaluer la vitesse de chute pour les différents régimes d'écoulement.

Il existe plusieurs formules pour déterminer la vitesse de chute, dans ce travail nous utiliserons la formule de [Soulsby \(1997\)](#) qui est simple et donne des résultats satisfaisants pour les sables dans les cours d'eau ([Camenen, 2007](#)) :

$$\omega = \frac{\nu}{d_{50}} \left[\sqrt{10,36^2 + 1,049d_*^3} - 10,36 \right] \quad (2.4)$$

avec d_* le diamètre sédimentologique tel que :

$$d_* = d \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \frac{g}{\nu^2} \right)^{1/3} \quad (2.5)$$

2.2 Caractéristiques de l'écoulement

2.2.1 Profil de vitesse

Le profil des vitesses de l'écoulement est directement lié à la viscosité du fluide selon la loi de Newton : la viscosité dynamique μ peut être définie comme la capacité du fluide à s'écouler facilement. Dans le cas des rivières, la viscosité dynamique va être fortement dépendante de la température. Elle s'exprime en [Pa.s]. On retrouve la viscosité dynamique dans une des lois de Newton qui décrit la variation de la vitesse sur la verticale. Cette loi traduit que la contrainte de cisaillement τ opposée à l'écoulement est proportionnelle à la variation de la vitesse avec un coefficient de proportionnalité qui est la viscosité dynamique du fluide tel que :

$$\tau = \mu \frac{du}{dz} \quad (2.6)$$

La viscosité cinématique est le rapport entre la viscosité dynamique et la masse volumique du fluide, elle est donc reliée à la densité du fluide.

En considérant une coupe en plan d'un fluide qui s'écoule dans un canal (cf. Figure 2.6), la couche limite turbulente est définie comme l'écoulement qui avoisine le fond du canal. Au contact du fond la vitesse de l'écoulement sera minimale voire nulle. La vitesse du fluide sera maximale juste en dessous de l'interface entre le fluide et l'air. En effet, à la surface libre les frottements liés à l'air et aux courants secondaires vont ralentir l'écoulement de surface. En rivière, le vent et des ondulations peuvent affecter ce comportement. On retrouve dans la littérature des débats très

anciens autour de cette question de la position de la vitesse maximale dans le profil (Ellis *et al.*, 1878).

La forme classique du profil de vitesse peut parfois être représentée par une équation parabolique, puissance ou logarithmique, en considérant une paroi rugueuse. Pour décrire théoriquement un profil de vitesse, on a élaboré la loi de la paroi (*law of the wall*). L'historique de l'élaboration de cette loi est décrit en partie par Coles (1956) et est issu des travaux de Von Karman (1921); Prandtl (1926); Nikuradse (1930); Ludwig et Tillmann (1949). Coles (1956) quant à lui introduit la loi de sillage (*law of the wake*) dont la généralisation est remise en cause par la suite, notamment par Cardoso *et al.* (1989). La loi théorique la plus courante pour décrire la distribution des vitesses sur la verticale est la loi logarithmique qui est définie telle que :

$$\frac{u(z)}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (2.7)$$

où $u_* = \sqrt{\tau_f/\rho}$ est la vitesse de frottement au fond, τ_f la contrainte de cisaillement au fond, ρ la masse volumique de l'eau, $\kappa = 0,41$ la constante de Von Karman et z_0 la longueur de rugosité ou la cote z au dessus du fond où la vitesse est nulle. La valeur de z_0 est directement associée à la rugosité hydraulique k_s :

$$z_0 = \frac{k_s}{30} \quad (2.8)$$

Cette rugosité hydraulique est généralement reliée à la taille des particules au fond, tout particulièrement aux particules les plus grossières :

$$k_s = \beta d_{90} \quad (2.9)$$

avec d_{90} le diamètre des grains à 10% de passant (diamètre représentatif des particules grossières) et β une constante ($\beta = 2$ selon Yalin *et al.* (1972); Camenen *et al.* (2006)). Cette loi a été testée dans de nombreux cas d'expérimentations en laboratoire (Cardoso *et al.*, 1989) et en rivière (Smart, 1999).

La loi puissance, aussi appelée loi de Prandtl (Chen, 1991; Simpson et Oltmann, 1993; Chanson, 2004; Mueller, 2013), est aussi couramment utilisée. Elle s'écrit :

$$\frac{u(z)}{u_a} = \left(\frac{z}{z_a} \right)^{1/m_p} \quad (2.10)$$

où u_a est la vitesse mesurée au niveau de référence $z = z_a$ et ($2 \leq m_p \leq 10$) est un paramètre empirique dépendant de la rugosité. Avec $m_p=2$ correspondant à un fond très rugueux alors que $m=10$ correspond à un fond lisse; $m_p=6$ est la valeur la plus courante en rivière. Ceci a été confirmé dans plusieurs études théoriques comme celle de Chen (1991). La loi puissance est utilisée comme loi d'extrapolation dans les régions non mesurées par les ADCP dans la plupart des logiciels de post-traitement ADCP, notamment dans l'option Extrap du logiciel Qrev (Mueller, 2013) (cf. Figure 2.6).

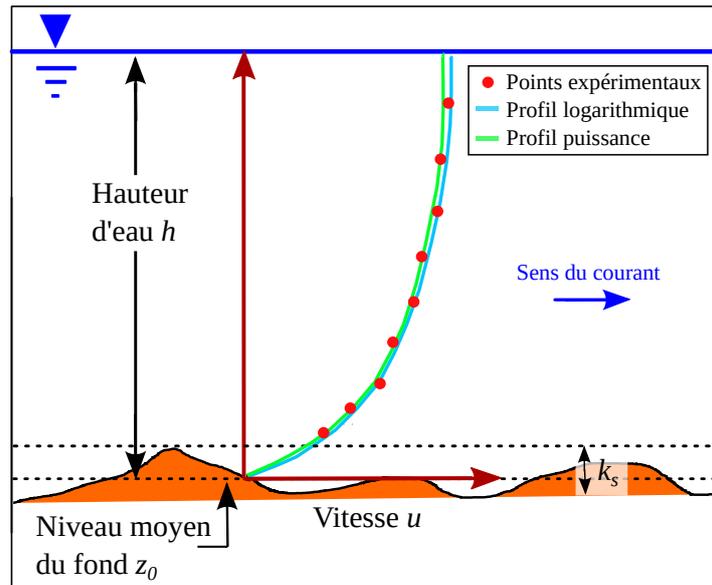


FIGURE 2.6. Schéma d'un profil de vitesse calé sur des données expérimentales.

2.2.2 Contrainte de cisaillement au fond

Le profil des vitesses dans la colonne d'eau est directement relié à la contrainte hydraulique s'exerçant sur le fond. Pour étudier les profils de vitesse, on introduit ici plusieurs notions et lois de mécanique des fluides :

Dans l'écoulement, l'eau en mouvement exerce sur les parois (fond et berges) une force d'entraînement appelée force tractrice. Ramenée à une unité de surface au fond de la rivière, elle prend la forme d'une pression ou contrainte de cisaillement au fond τ_f exprimée en $[\text{N.m}^{-2}]$. Il existe plusieurs approches pour estimer la contrainte de cisaillement au fond : l'équation de quantité de mouvement, la loi de Reynolds et le profil logarithmique des vitesses (Yalin *et al.*, 1972).

Dans le cas général, en écoulement non-uniforme, la contrainte de cisaillement au fond est ainsi calculée à partir de :

$$\tau_f = \rho g R_h S_0 \quad (2.11)$$

avec ρ la masse volumique du fluide, R_h le rayon hydraulique et S_0 la pente d'énergie. Pour les rivières larges, on peut assimiler R_h à la profondeur d'eau moyenne h . Aussi, la pente d'énergie peut être simplifiée à la pente de l'écoulement, voire à la pente du fond du lit pour un écoulement uniforme.

2.2.3 Paramètre de Shields

Le paramètre ou contrainte de Shields (1936) est le rapport de la force tractrice et du poids de la colonne d'eau sur la particule, c'est une variable adimensionnelle. Le paramètre de Shields peut se calculer ainsi :

$$\theta = \frac{\tau_f}{(\rho_s - \rho)gd} \quad (2.12)$$

avec ρ_s la masse volumique des sédiments, d le diamètre des particules.

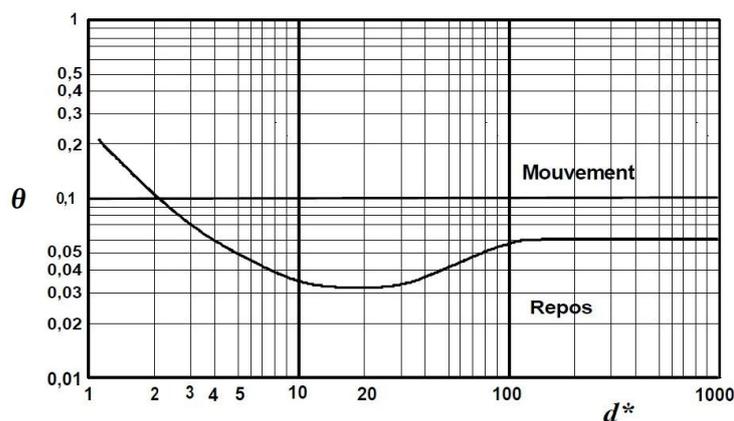


FIGURE 2.7. Diagramme de Yalin-Shields, d_* [mm] le diamètre sédimentologique et θ le nombre de Shields (Degoutte, 2010).

Le début de mouvement des particules au fond apparaît quand la contrainte de cisaillement atteint une valeur critique. Il est souvent représenté sous forme d'une courbe de seuil d'arrachement. Pour illustrer la mise en mouvement des particules et simplifier la relation de Shields qui impliquait un calcul itératif (θ en fonction \mathfrak{R}_*) Yalin *et al.* (1972) ont mis en relation le paramètre de Shields au diamètre sédimentologique adimensionnel d_* .

Plusieurs personnes ont proposé des formulations du paramètre de Shields critique sur la base du diamètre des particules, il permet de déterminer le seuil de mise en mouvement des particules d'un diamètre donné. Soulsby *et al.* (1997) proposent une formulation simple pour l'estimer :

$$\theta_{cr} = \frac{0.3}{1 + 1.2d_*} + 0.055 [1 - \exp(-0.02d_*)] \quad (2.13)$$

Plus récemment, certains auteurs ont observé une relation entre θ_{cr} et la pente du lit (Recking, 2009).

2.3 Sédiments en suspension

Ce sont les mouvements du fluide qui maintiennent les sédiments en suspension dans l'eau. Dans les études sur le transport sédimentaire en rivière, il est fréquemment admis que les particules les plus fines ($< 63 \mu\text{m}$) sont uniformément réparties dans la section, du fond à la surface. Cette hypothèse est pratique mais peut être cependant discutée comme on l'a vu dans le § 1.1.6. Par ailleurs, il est établi en rivière que le gradient vertical de concentration de particules en suspension est fonction de la vitesse de chute des particules et de la vitesse de cisaillement (Van Rijn, 2007). Pour les particules fines dans les écoulements turbulents bien mélangés, les gradients de concentration peuvent être effectivement faibles, ce qui peut justifier le fait de n'échantillonner que la surface si on s'intéresse aux fines (Curtis *et al.*, 1979). Dans les situations où des particules plus grosses sont transportées en suspension, on va observer une distribution verticale graduée avec des concentrations fortes près du lit qui diminuent progressivement vers la surface. Le maintien des particules dans la colonne d'eau est principalement lié à la turbulence. Selon Leeder (1983), confirmant l'hypothèse de Bagnold (1966), c'est l'asymétrie des fluctuations turbulentes qui génèrent une force vers

le haut. La turbulence se caractérise par des fluctuations de forces et de vitesses relativement structurées. Ces structures de parois, appelées bouffées turbulentes (*bursts*) sont liées à l’alternance de fluide lent et rapide, qui provoque l’éjection vers le haut par portance de petits tourbillons naissant à la paroi (fond+berges en rivière) et s’étendant ensuite à toute la colonne d’eau (Camenen, 2016). Lapointe (1992) a observé ces phénomènes *in-situ* sur la Fraser River au Canada.

2.3.1 Profil de concentration à l’équilibre

En supposant un équilibre entre la vitesse de chute d’une particule (flux de chute) et le forçage hydrodynamique (flux turbulent de concentration), une équation pour la concentration en sédiments peut être dérivée de l’équation de conservation de la masse en conditions permanentes :

$$\frac{\partial c(z)}{\partial z} + \frac{\omega}{\epsilon_v} c(z) = 0 \quad (2.14)$$

Le flux turbulent de concentration résulte des corrélations entre les fluctuations de vitesses verticales et de concentration. Les turbulences vont permettre la diffusion de la concentration. En faisant des hypothèses sur le profil vertical du coefficient de diffusion turbulente verticale ϵ_v , il est possible de résoudre l’équation 2.14 (Graf et Altinakar, 2000; Camenen *et al.*, 2019b).

2.3.2 Profil de Rouse

Les profils de concentration (cf. Figure 2.8) ont fait l’objet de nombreuses recherches (Vanoni, 1946; Graf et Cellino, 2002). La méthode la plus répandue, pour modéliser un profil de concentration dans la section est la méthode de Rouse (1937).

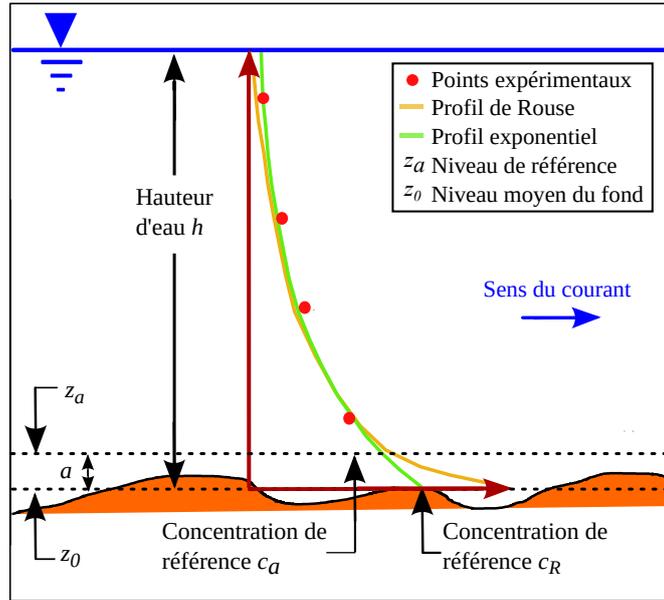


FIGURE 2.8. Schéma d'un profil de concentration et valeurs caractéristiques. Profil de Rouse avec la concentration de référence c_a au niveau de référence z_a au fond et profil exponentiel qui permet de déterminer c_R .

La théorie de [Rouse \(1937\)](#) propose de décrire le profil vertical du coefficient ϵ_v selon l'équation suivante :

$$\epsilon_v = \sigma \kappa u_* z \left(1 - \frac{z}{h}\right) \quad (2.15)$$

avec σ le nombre de Schmidt correspondant au rapport des coefficients de diffusion sédimentaire et turbulente. $\sigma=1$ en première approximation.

On obtient ainsi une expression du profil de concentration sur la hauteur d'eau selon une loi puissance :

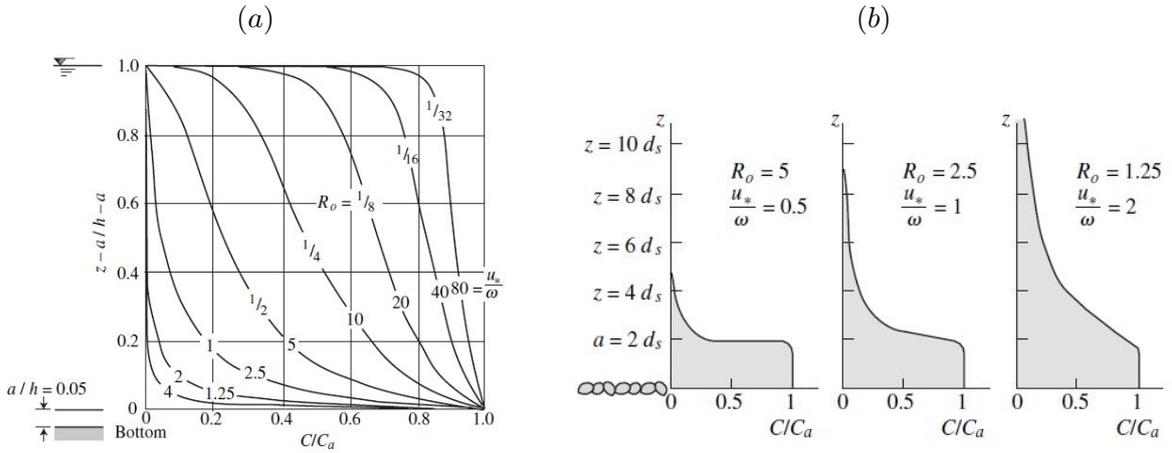
$$c(z) = c_a \left(\frac{h-z}{z} \frac{z_a}{h-z_a} \right)^{\frac{\omega}{\kappa u_*}} \quad (2.16)$$

avec $c(z)$ la concentration à la hauteur z au dessus du fond et h la hauteur d'eau, c_a est la concentration à l'altitude de référence z_a . Le paramètre de [Rouse \(1937\)](#) noté R_o détermine la forme du profil de suspension (Tableau 2.2) :

$$R_o = \frac{\omega}{\kappa u_*} \quad (2.17)$$

Valeurs de R_o	Forme de la suspension
$R_o > 5$:	Suspension proche du fond, charriage non-négligeable ($h/10$)
$2 < R_o < 5$:	Suspension sur la première moitié de la couche limite
$1 < R_o < 2$:	Suspension sur l'ensemble de la couche limite
$R_o < 1$:	Suspension uniforme sur la couche limite

TABLE 2.2. Critères de transport selon le paramètre de Rouse (1937) (cf. Equation 2.17).


 FIGURE 2.9. Profils de concentration à l'équilibre pour $B = a/h = 0,05$ (a) (dans cette figure $a = z_a$) (Julien, 2010). Profils de concentration près du fond pour différentes valeurs de R_o (b) (Julien, 2010).

Si la hauteur z_a (cf. Figure 2.8) est suffisamment proche du fond, le profil de Rouse paramétrise la concentration dans toute la colonne d'eau. La Figure 2.9a représente la répartition des concentrations en suspension dans un écoulement permanent pour une valeur caractéristique de $B = z_a/h = 0.05$. La Figure 2.9b représente des profils de concentration près du fond pour différentes valeurs de R_o (Julien, 2010). Toutefois, cette paramétrisation prédit une concentration nulle en surface, ce qui n'est jamais observé ni en canal ni en milieu naturel (Mano, 2008). Une autre limitation du profil de Rouse est le choix de la hauteur de référence z_a à laquelle on va fixer la concentration de référence. La détermination de cette hauteur de référence est une étape clef de la méthode de Rouse mais il n'y a pas de consensus sur la méthode d'évaluation de cette valeur.

2.3.3 Profil exponentiel

Le profil exponentiel est une alternative au profil de Rouse, Camenen et Larson (2008) ont montré que le profil de concentration à l'équilibre peut être modélisé par un profil exponentiel en faisant l'hypothèse d'une diffusion turbulente ϵ_v constante sur la verticale, telle que :

$$\epsilon_v = \frac{\sigma}{6} \kappa u_* R_h \quad (2.18)$$

avec R_h le rayon hydraulique.

La résolution de l'équation de conservation de la masse pour une situation d'équilibre d'une particule sous l'effet de la gravité et de l'hydrodynamique permet d'obtenir le profil de concentration suivant :

$$c(z) = c_R \exp\left(-\frac{\omega}{\epsilon_v} z\right) = c_R \exp\left(-\frac{6 \omega}{\sigma \kappa u_* h} z\right) \quad (2.19)$$

avec $\sigma \approx 1$ le nombre de Schmidt turbulent et $u_* = \sqrt{\tau/\rho}$ la vitesse de cisaillement. Son principal avantage étant qu'il n'y a pas de niveau de référence à définir comme dans d'autres modèles de profils.

Deux paramètres principaux sont à déterminer, la concentration de référence c_R et le coefficient de diffusivité moyen des sédiments ϵ_v .

2.3.4 La concentration de référence

L'un des paramètres clefs de la modélisation des profils de concentration est donc l'utilisation d'une concentration de référence comme condition limite du lit de la rivière. Les paramètres c_R (profil exponentiel) et c_a (profil de Rouse) n'ont pas la même définition et ont donc des valeurs différentes. De nombreux auteurs ont fait le lien entre la concentration de référence et le débit solide charrié, l'épaisseur de la couche de charriage et sa vitesse ([Einstein, 1950](#); [Van Rijn, 1984](#); [Camenen, 2007](#)). Ainsi ([Einstein, 1950](#)) a proposé une estimation de la concentration de référence sur la base du profil de Rouse.

$$c_a = \frac{q_{sb}}{u_a z_a} = \frac{q_{sb}}{11.6 u_* z_a} \quad (2.20)$$

avec q_{sb} le débit solide charrié par unité de largeur, u_a la vitesse de référence dans la couche de charriage estimée à $11.6 u_*$.

La détermination de la hauteur de référence est débattue dans la littérature, [Camenen et Larson \(2007\)](#) font une revue des formules proposées et en suivant les approches de [Madsen *et al.* \(2003\)](#), ils calculent une concentration de référence c_R proportionnelle à la contrainte de Shields et qui prend en compte le diamètre sédimentologique d_* proposé par [Van Rijn *et al.* \(1993\)](#). La Figure 2.8 schématise les profils de concentration théoriques et la position des valeurs caractéristiques de concentration de référence.

2.4 Calculer le flux solide en suspension

2.4.1 La capacité de transport

La capacité de transport est la quantité maximale de matière solide que peut transporter un cours d'eau par unité de temps, pour des conditions hydrodynamiques et sédimentaires données. On y inclut uniquement la suspension graduée et le charriage. On ne peut en effet pas parler de capacité de transport pour la suspension de lessivage qui n'est pas en équilibre direct avec les conditions hydrauliques locales et dépend des apports amont. La capacité de transport peut alors être calculée à partir de formulations semi-empiriques comme présenté par la suite. Il est important de distinguer

la capacité de transport solide du débit solide effectif. Si les apports amont sont suffisants, la capacité de transport peut être atteinte et le débit solide effectif est égal à la capacité («*capacity limited*»). Si les apports amont sont plus faibles et qu'il n'y a plus de stock dans le lit, le débit solide effectif devient inférieur à la capacité de transport et égal aux apports amont («*supply limited*»).

Lorsque les apports amont sont trop importants par rapport à la capacité de transport du tronçon, un exhaussement du lit assure le stockage des excédents et conduit à une modification de la pente. La capacité de transport du tronçon augmente alors jusqu'à ce que la pente du lit assure le transit des apports amont : c'est la notion de profil d'équilibre. A l'inverse si les apports amont deviennent inférieurs à la capacité de transport locale du tronçon, celui-ci tend à se recharger par érosion des berges et du lit. Pour retrouver un profil d'équilibre, la pente diminue pour limiter la capacité de transport. Le pavage du lit et les aménagements divers vont parfois déséquilibrer ces processus (Montgomery et Buffington, 1997).

Sur certains cours d'eau comme le Colorado entre Marble Canyon et l'aval du Grand Canyon, des auteurs (Topping *et al.*, 2000) ont observé une alternance entre des périodes pendant lesquelles le transport solide était contrôlé par les apports amont vers un transport solide piloté par l'hydraulique locale. Les aménagements des cours d'eau et les activités humaines ont souvent modifié durablement ces modes de production du transport solide. En effet, sur certains fleuves comme sur le Mississippi, le transport est maintenant uniquement piloté par les apports amont et a largement baissé sur la période 1940-2007 (Meade et Moody, 2010). Le débit solide effectif est donc variable dans le temps (selon les apports) et dans l'espace, puisque lié aux vitesses et donc aux changements morphologiques dans la rivière (pente, largeur).

2.4.2 Généralités

Plusieurs modèles et formules ont été développés pour calculer le débit de sable en suspension depuis le milieu du XX^e siècle. Le débit solide ou flux solide en suspension correspond à un flux de particules solides transportées par l'écoulement et traversant une section mouillée de cours d'eau.

Le flux total en suspension Φ au travers de la section d'étude peut s'écrire :

$$\Phi = \int_{y_{lb}}^{y_{rb}} q_{ss}(y) dy = \int_{y_{lb}}^{y_{rb}} \int_{z_a}^h c(y,z) u(y,z) dz dy \quad (2.21)$$

avec q_{ss} le débit solide en suspension par unité de largeur (sur une verticale), y_{lb} et y_{rb} les limites de la section de mesure en rive gauche et rive droite, z_a le niveau de référence au fond (haut de la couche de charriage), h la hauteur d'eau, $c(y,z)$ la concentration en sédiments et $u(y,z)$ la vitesse de l'écoulement (perpendiculaire à la section).

Les concentrations et vitesses peuvent être décrites comme la somme d'une moyenne temporelle et d'une valeur fluctuante, *i.e.* $c = \langle c \rangle + c'$ et $u = \langle u \rangle + u'$. Nous ne considérerons ici que les valeurs moyennes temporelles et assimilerons c' et u' à $\langle c \rangle$ et $\langle u \rangle$, respectivement. Notons cependant que le flux moyen $\langle \Phi \rangle = \langle cu \rangle = \langle cu \rangle + \langle c'u' \rangle$. Notre hypothèse implique donc que $\langle c'u' \rangle \approx 0$.

2.4.3 Formule d'Einstein

Hans Albert Einstein, fils aîné du célèbre physicien, lui-même professeur de génie hydraulique à l'université de Berkeley, a développé une formule pour calculer le flux total de sédiments, avec

granulométrie variée, transporté dans un tronçon de cours d'eau (Einstein, 1950). Einstein s'appuie sur les concepts de l'hydrodynamique pour développer un modèle probabiliste pour le transport de sédiments.

La formule d'Einstein (1950) a été élaborée pour calculer le flux de particules dans les gammes de taille qui sont trouvées en quantités non-négligeables dans le lit de la rivière. La charge sédimentaire totale Q_T décrite par Einstein (1950) est la somme du flux charrié q_B et du flux en suspension q_s , tel que :

$$i_T q_T = i_s q_s + i_B q_B \quad (2.22)$$

avec i_T , i_s et i_B les proportions de chacun des flux [%].

$$\Phi = \sum i_T q_T \quad (2.23)$$

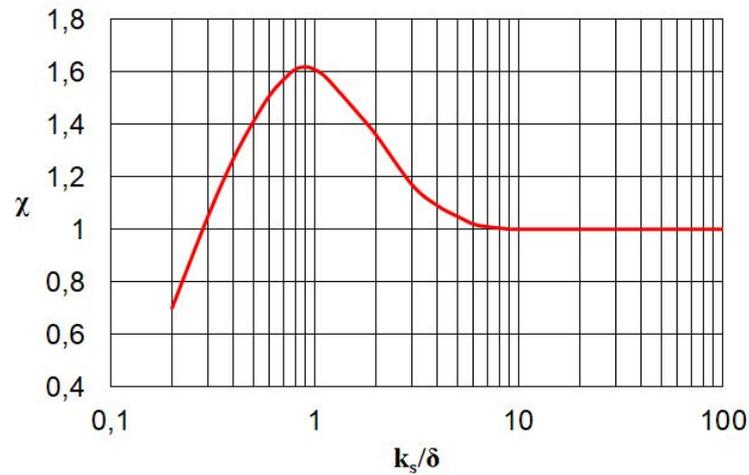


FIGURE 2.10. Évaluation du facteur de correction χ , d'après Einstein (1950).

La théorie d'Einstein sur la quantité de mouvement et la concentration de la couche mobile est basée sur la probabilité que la place libérée par une particule qui se déplace est occupée ensuite par une autre, en supposant donc un lit à l'équilibre. La hauteur de la couche de charriage est fixée à deux fois le diamètre des sédiments constituant le fond et la charge en suspension est considérée depuis la surface libre et le haut de la couche de charriage (Burkham et Dawdy, 1980). Les formules d'Einstein (1950) sont élaborées pour une section représentative d'un tronçon considéré avec une pente d'énergie moyenne (cf. § 2.6.2 pour une description de la procédure). Le cadre théorique de la méthode de calcul d'Einstein comporte trois parties :

- Mise en œuvre d'équations pour le flux charrié
- Mise en œuvre d'équations pour le flux de particules en suspension
- Mise en œuvre d'équations pour traiter de la zone de transition entre le charriage et la suspension

Chacune de ces phases comporte des phases de calcul et d'estimation des différents paramètres (Julien, 2010). Nous nous intéressons ici aux équations qui permettent de déterminer la suspension.

La proportion de flux en suspension est donc fonction du débit solide charrié :

$$i_T q_T = i_B q_B (1 + P_E J_1 + J_2) \quad (2.24)$$

avec $P_E = 2,3 \log 30,2 h/\Delta$ et $\Delta = k_s/\chi$ avec χ un terme correcteur à déterminer graphiquement à l'aide de la Figure 2.10, avec $\delta = 11,5 u/u_*$ et $k_s = d_{65}$. J_1 et J_2 sont trouvés graphiquement sur les abaques d'Einstein (1950) (cf. Figure 2.11).

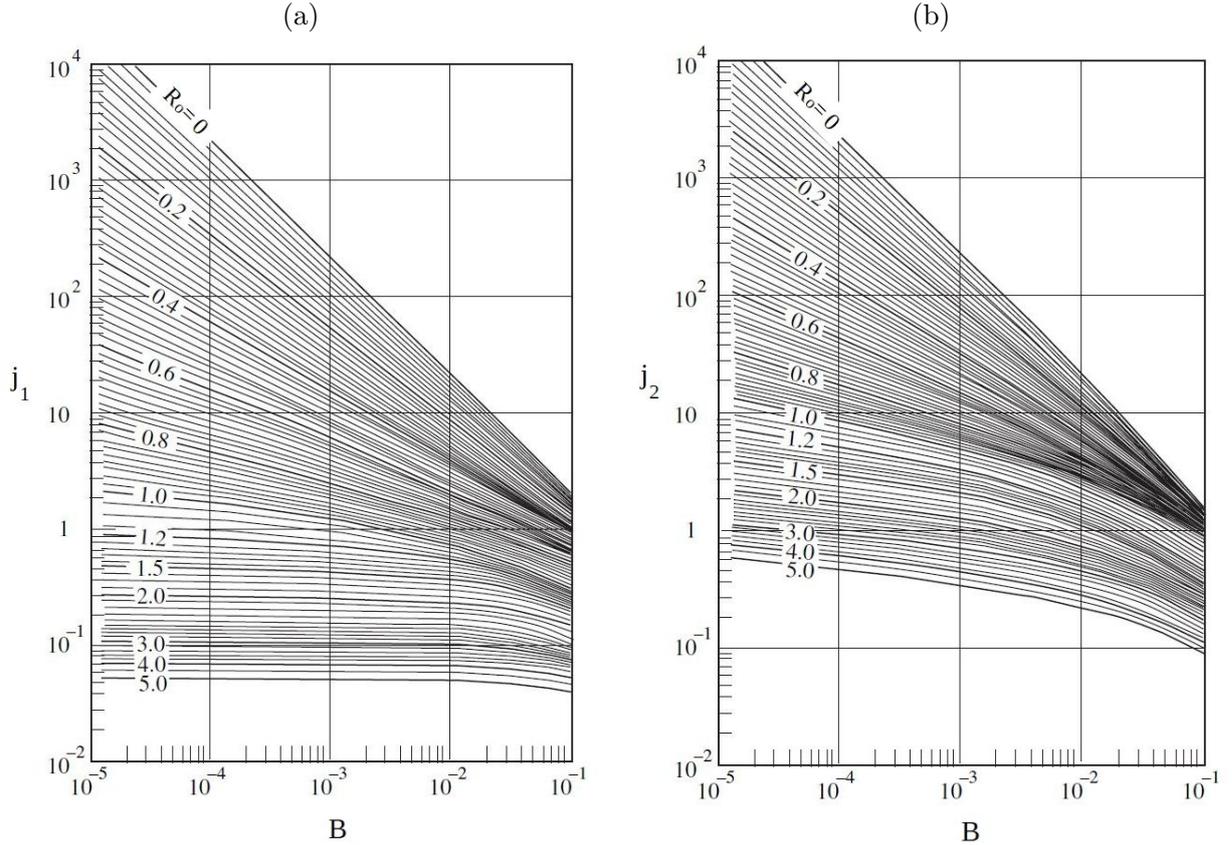


FIGURE 2.11. Intégrale J_1 pour des valeurs de B (hauteur de référence adimensionnelle $B = z_a/h$) et R_o (a). Intégrale J_2 pour des valeurs de B et R_o (b). D'après Julien (2010).

Le paramètre de Rouse R_o qui dépend de la vitesse de cisaillement u_* est déterminé par un profil théorique. La description de la distribution des vitesses est basée sur les concepts de Keulegan (1938) qui propose une résolution des équations de distribution de vitesses proposées par Prandtl (1926) et Von Karman (1930) :

$$\frac{u(z)}{u_*} = 5,75 \log \left[30,2 \left(\frac{z \eta}{k_s} \right) \right] \quad (2.25)$$

Avec $u(z)$ la vitesse de l'eau en z , avec k_s la rugosité du sable et η un paramètre adimensionnel fonction de la rugosité.

La résolution de la formule est basée sur l'intégration du produit de la vitesse théorique et des concentrations le long d'une verticale représentative de la section. L'équation 2.16 est utilisée par

Einstein (1950) pour modéliser la concentration $c(z)$ sur la verticale. On combine les équations 2.25 et 2.16, le flux de particules en suspension sur la verticale q_{ss} peut s'exprimer comme :

$$q_{ss} = \int_{z_a}^h c(z) u(z) dz = \int_{z_a}^h c_a \left[\frac{h-z}{z} \frac{z_a}{h-z_a} \right]^{R_o} 5,75 u_* \log \left[\frac{(30,2z \eta)}{k_s} \right] dz \quad (2.26)$$

En substituant z_a avec la valeur adimensionnelle B (cf. Figure 2.8) on obtient les expressions des intégrales dites d'Einstein (Burkham et Dawdy, 1980; Graf, 1984; Shah-Fairbank et al., 2011) :

$$J_1 = 0.216 \frac{B^{R_o-1}}{(1-B)^{R_o}} \int_B^1 \left(\frac{1-z}{z} \right)^{R_o} dz \quad (2.27)$$

$$J_2 = 0.216 \frac{B^{R_o-1}}{(1-B)^{R_o}} \int_B^1 \ln z \left(\frac{1-z}{z} \right)^{R_o} dz \quad (2.28)$$

qui sont évaluées graphiquement pour des valeurs de B et R_o calculées (cf. Figure 2.11). La résolution de ces intégrales est connue pour ne pas avoir de solution analytique (Shah-Fairbank et Julien, 2015).

Le débit solide en suspension sur la verticale devient alors :

$$q_{ss} = 11.6 c_a u_*' z_a \left[2.303 \log \left(30.2 \frac{h}{\Delta} \right) J_1 + J_2 \right] \quad (2.29)$$

La concentration de référence c_a peut être calculée à partir de l'équation 2.20, et z_a est fixé comme le double du diamètre des particules constituantes du lit du cours d'eau.

2.4.4 Formule de Camenen & Larson

Parmi les formules de transport utilisables en rivière pour la suspension de sable, le modèle semi-empirique proposé par Camenen et Larson (2008) a été utilisé dans ce travail. Il est prévu pour représenter le transport solide en suspension de sédiments non cohésifs. Par mesure de simplification, le modèle est basé sur le profil exponentiel pour représenter la concentration sur la verticale et sur l'hypothèse d'une vitesse constante sur la hauteur d'eau (cf. Figure 2.8).

La concentration de référence est donnée par :

$$c_R = 1.5 \cdot 10^{-3} \exp(-0.2d_*) \theta \exp \left(-4.5 \frac{\theta_{cr}}{\theta} \right) \quad (2.30)$$

avec d_* le diamètre sédimentologique $d_* = \sqrt[3]{g(s-1)/\nu^2 \bar{d}}$ et θ_{cr} le paramètre de Shields critique.

Le débit solide en suspension sur la verticale devient :

$$q_{ss} = U c_R \frac{\epsilon_v}{\omega} \left[1 - \exp \left(-\frac{\omega h}{\epsilon_v} \right) \right] \quad (2.31)$$

avec U la vitesse moyenne sur la verticale et ϵ_v donné par l'équation 2.18.

Camenen (2015) a montré que l'hypothèse d'une vitesse constante sur la verticale, bien que simpliste au première abord, induit une erreur relativement faible par rapport à celle induite par l'estimation de la concentration de référence. Une correction empirique est proposée par Camenen (2015).

2.4.5 Formule de Engelund & Hansen

On peut citer également la formule de [Engelund et Hansen \(1967\)](#) qui est une formule pour le transport total beaucoup utilisée dans les rivières à sable. Comme le transport en suspension est souvent considéré comme majoritaire dans les rivières à sable, on peut faire l'hypothèse que la formule de [Engelund et Hansen \(1967\)](#) peut permettre d'évaluer le flux de sable en suspension de la façon suivante :

$$q_{ss} = 0.05 \sqrt{\frac{\rho_s - 1}{\rho g}} K^2 R_h^{1/3} d_{50}^{3/2} \theta^{5/2} \quad (2.32)$$

Avec K le coefficient de Strickler [$\text{m}^{1/3}/\text{s}$].

2.4.6 Comparaison de formules de transport du sable

D'autres hydrologues et hydrauliciens ont cherché à établir des relations générales permettant d'estimer le débit solide d'un cours d'eau, à partir de mesures en laboratoire ou en rivière et/ou de considérations purement théoriques. Ces différentes formules donnent rarement des résultats comparables car elles ont été établies dans des conditions différentes. Il n'y a pas de formule universelle pour le transport solide et encore moins pour le sable en suspension. De nombreuses formules ont été mises au point par différents auteurs pour traiter du flux charrié, du flux en suspension, ou des deux. Certains auteurs calculent des flux pour les différentes classes granulométriques ([Wilcock et Kenworthy, 2002](#)). Les formules sont comparées entre elles dans plusieurs études ([Cardoso et Neves, 1994](#); [Recking, 2010](#); [Camenen, 2016](#)). La modélisation du transport solide va être basée a minima sur la connaissance de trois paramètres, le débit liquide, la pente du lit et un diamètre caractéristique du sédiment. Une partie des équations décrivant le transport des sédiments repose sur le fait que le transport de sédiments démarre quand la contrainte de cisaillement ou la force de traction sur le lit atteint une valeur critique pour laquelle le mouvement des particules va démarrer. Plusieurs formules définissent une contrainte, qui elle-même, peut être évaluée ou corrigée différemment suivant les approches. Une comparaison de formules pour prédire les flux de sable en suspension a été réalisée par [Henry \(2016\)](#) dans le cadre d'un stage de Master durant cette thèse (cf. [Figure 2.12](#)) et met en évidence les ordres de grandeur de la dispersion des résultats que l'on peut obtenir avec quelques formules de transport du sable dont celles de [Engelund et Hansen \(1967\)](#); [Bailard \(1981\)](#); [Van Rijn \(1984, 2007\)](#); [Camenen et Larson \(2008\)](#). Il est à noter que Van Rijn a proposé plusieurs formulations pour déterminer le flux de sable en suspension. La formule proposée en 1984 ([Van Rijn, 1984](#)) est beaucoup utilisée, elle aboutit notamment à une résolution complète de la suspension sur la verticale en intégrant plusieurs paramètres physiques.

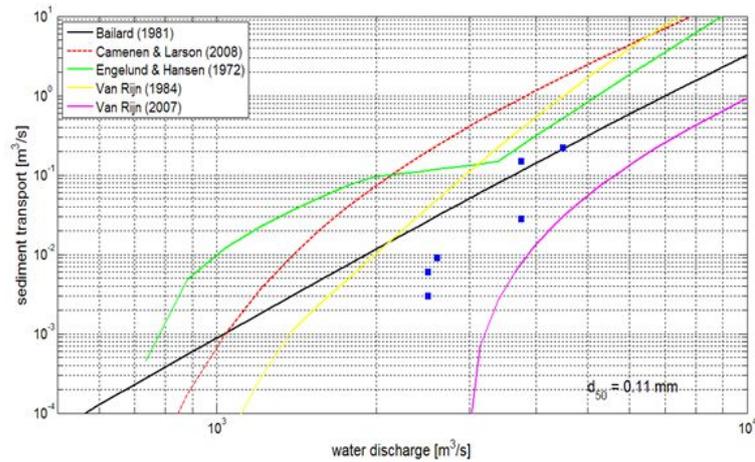


FIGURE 2.12. Modélisation du transport de sable sur le Rhône à Barcarin lors de la crue du 29/11/2012, (Henry, 2016).

2.5 Mesure de la charge en suspension

2.5.1 Mesure des vitesses et du débit

La mesure des vitesses dans la section est indispensable aux estimations de flux solide. Initialement estimées par la vitesse de flotteurs en surface, les mesures de vitesse et de débit se sont améliorées, diversifiées. L'exploration des champs de vitesses dans une section de cours d'eau reste la méthode la plus courante aujourd'hui. La mesure de vitesse a été longtemps mesurée par des moulinets hydrométriques dont l'invention est souvent attribuée à [Woltmann \(1790\)](#) mais qui est probablement plus ancienne ([Perret, 2017a](#)). La norme [ISO 748 \(2009\)](#) décrit la procédure de jaugeage au moulinet et les calculs associés pour post-traiter le jaugeage. Cette norme fait référence dans le milieu de l'hydrométrie. Elle décrit notamment les méthodes d'intégration utilisées dans cette thèse comme la méthode de la section médiane. Dans cette méthode, des sous-sections sont définies en fonction du nombre et du positionnement de verticales d'échantillonnage (de vitesses dans ce cas là). La largeur des sous-sections sera la somme de la demi-distance entre la verticale adjacente et la verticale de mesure et de la demi-distance entre cette dernière et la verticale adjacente correspondante de l'autre côté. Les vitesses moyennes calculées sur les verticales sont affectées à ces sous-sections.

$$Q_w = \sum_{l=1}^{N_{sub}} U_l h_l \left(\frac{y_{l+1} - y_{l-1}}{2} \right) \quad (2.33)$$

avec N_{sub} le nombre de sous-sections ou de verticales de mesures correspondantes, y_l la position de la verticale l sur le transect, U_l et h_l la vitesse moyenne et la hauteur d'eau dans chaque sous-section l .

2.5.1.1 Mesure du débit par profileur de courant à effet Doppler

Les profileurs acoustiques de vitesse par effet Doppler (ADCP), sont devenus des outils incontournables de l'hydrométrie moderne. D'abord développés pour des applications océanographiques,

les ADCP ont étendu leur champ d'application aux rivières dans les années 1990, ils vont révolutionner l'hydrométrie ([Simpson et Oltmann, 1993](#)). Ils peuvent remplacer les moulinets hydrométriques dans de nombreux cas. Déployés principalement en rivière par traversées successives en travers de l'écoulement, ils peuvent aussi être installés à poste fixe en berge avec une visée horizontale. Les déploiements mobiles s'effectuent en bateau, sur des embarcations radiocommandées ou encore manuellement à l'aide d'une perche ou d'une drisse (cf. [Figure 2.13](#)). Efficaces, performants et sûrs, ils permettent d'effectuer des relevés plus rapidement, couvrent une zone plus large et offrent une résolution spatiale et temporelle plus fine que les autres méthodes. Les données ADCP sont centrales dans ce travail dans le sens où tous les jaugeages solides exploités l'ont été en combinant des données ADCP et des mesures sédimentaires.



FIGURE 2.13. Exemples de déploiement ADCP : sur le Mekong en 2013 ([Dramais *et al.*, 2015](#)) (a) ; capteur ADCP sur sa potence en position de transport sur le Colorado au River Mile 31 en 2019 (b).

L'instrument immergé en surface va permettre de mesurer la vitesse de l'eau et la bathymétrie de la section (cf. [Figure 2.14](#)). L'appareil émet des ultrasons qui sont renvoyés par les particules en suspension et par le fond. Le temps de retour de ces ultrasons permet de mesurer la distance du fond et des cellules de mesure des vitesses. L'analyse de l'effet Doppler permet de mesurer les vitesses d'écoulement le long de la verticale de mesure ([Le Coz *et al.*, 2008](#)). La méthode est basée sur l'hypothèse que la vitesse des particules en suspension dans l'eau est égale à la vitesse du fluide lui-même. Les capteurs ADCP peuvent être couplés à un GPS et sont également équipés d'un thermomètre, d'un compas et de capteurs d'inclinaison. Ils permettent des mesures de débit avec une incertitude de l'ordre de 5% ([Dramais, 2011](#); [Dramais *et al.*, 2014](#)). Concernant la mesure du transport solide en suspension et par charriage, les ADCP sont des appareils prometteurs. Par couplage ADCP-GPS on peut déterminer facilement une vitesse apparente du fond de la rivière en cas de mobilité de celui-ci. La difficulté est alors d'estimer l'épaisseur de la couche de sédiments qui se déplace. Plusieurs études sur le sujet existent dans la littérature, on peut citer les travaux de [Rennie *et al.* \(2007\)](#). Les méthodes de mesure des flux par inversion du signal rétrodiffusé de l'ADCP seront discutées par la suite.

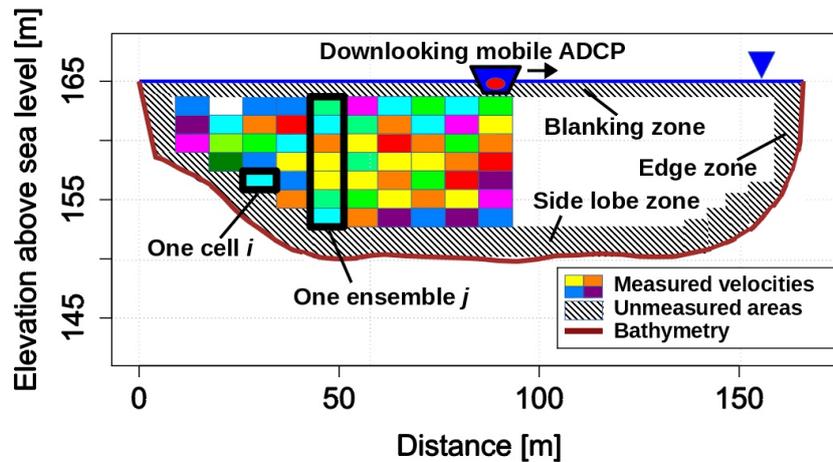


FIGURE 2.14. Représentation schématique d'une mesure ADCP d'un profil du Rhône à Lyon (Dramais *et al.*, 2019)

2.5.2 Évaluation des incertitudes des mesures ADCP

L'analyse des incertitudes des mesures ADCP a fait l'objet de nombreuses publications et développements ces dernières années. Cette sous-partie a fait l'objet d'une publication dans le document ISO 24578 Hydrométrie - Profileurs acoustiques à effet Doppler - Méthode et application pour le mesurage du débit en canaux ouverts. Ce projet de norme a été discuté dans un groupe de travail international ISO/TC 113/SC 01/WG 11 en 2018 pendant cette thèse. Une annexe informative de la norme a été rédigée par l'auteur. Il s'agit d'une synthèse bibliographique de l'état de l'art sur les méthodes d'évaluation des incertitudes de mesure proposées, elle est reproduite conformément à l'autorisation de l'AFNOR en Annexe B, avec une version raccourcie en français ci-dessous :

Des méthodes d'estimation de l'incertitude des jaugeages effectués à l'aide des ADCP sont actuellement mises au point dans plusieurs groupes de recherche à travers le monde. On peut distinguer deux approches : les méthodes par propagation de l'incertitude, qui restent encore difficiles à généraliser dans le cas des ADCP et les méthodes interlaboratoires ou collaboratives sur site qui permettent une estimation empirique de l'incertitude (dans des conditions de mesure données). Une bibliographie des approches par propagation est proposée dans Moore *et al.* (2016), par exemple González-Castro et Muste (2007) ont fourni un cadre pour l'évaluation de l'incertitude de mesure par ADCP mobile, qui, bien que complet, se révèle complexe et exige une évaluation des corrélations entre les sources d'erreur. La Commission hydrologie du WMO (World Meteorological Organization) a recommandé l'adoption du GUM (Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure) (JCGM, 2008b) pour l'hydrométrie. Certaines équipes ont développé des méthodes pour rentrer dans ce cadre (Muste, 2009; Kim et Yu, 2010). Dramais (2011) a présenté une expression simplifiée et opérationnelle pour le calcul de l'incertitude avec des évaluations des incertitudes de type A et de type B. García *et al.* (2012) ont également présenté un modèle de quantification pour les erreurs de mesurages par ADCP sur bateau mobile sans prendre en compte les erreurs aléatoires. Un certain nombre d'études s'est concentré sur l'évaluation de l'incertitude des mesures par verticales successives (Huang, 2011; Cohn *et al.*, 2012; Lee *et al.*, 2014).

Sur la base de ces connaissances, plusieurs logiciels de calcul des incertitudes ont été développés, comme OURSIN (Pierrefeu *et al.*, 2017; Naudet *et al.*, 2019), Qrev (Mueller, 2016), QUant (Moore *et al.*, 2016). L'incertitude estimée par ces outils est dominée par l'incertitude du débit extrapolé dans les zones non mesurées, soulignant ainsi l'importance d'une sélection appropriée du site, de l'ADCP et des données d'entrée de l'utilisateur requises pour estimer le débit non mesuré. Les données non valides représentent le principal facteur d'incertitude mais l'hétérogénéité spatiale de la vitesse de l'eau et de la vitesse du suivi de fond contribue également, tout comme la variation de la vitesse au bord, l'incertitude sur les laisses, les coefficients des bords et les méthodes d'extrapolation supérieures et inférieures. Dans une moindre mesure, l'hétérogénéité spatiale de la profondeur du fond contribue également à l'incertitude globale, tout comme l'incertitude liée au tirant d'eau de l'ADCP dans les sites peu profonds. Ces outils fournissent également un retour d'information quantitatif aux opérateurs d'ADCP concernant la qualité de leurs mesures, en indiquant les sources qui contribuent le plus à l'incertitude.

Depuis 2007, des expériences interlaboratoires de terrain ont été menées dans plusieurs pays avec des ADCP (Despax *et al.*, 2019). Ces expériences interlaboratoires collectives sur site sont un outil précieux pour l'estimation empirique de l'incertitude de mesure des techniques de jaugeage des cours d'eau. Le Coz *et al.* (2016) ont proposé un mode opératoire simple pour organiser de telles expériences et traiter les résultats conformément aux normes en vigueur. Au-delà du calcul et de l'interprétation des résultats, certaines questions sont abordées concernant l'estimation du biais de la technique de jaugeage des cours d'eau en l'absence de référence en terme de débit. L'intérêt et les limites des expériences de comparaisons interlaboratoires sur site sont illustrés par une application réalisée en 2010 sur deux sites différents en aval de la centrale hydroélectrique de Génissiat. En général, l'incertitude étendue (avec un niveau de confiance de 95%) du débit moyen sur six transects successifs variait de 5% sur un site dans des conditions favorables à 9% sur l'autre site en raison de conditions d'écoulement instables.

Pour connaître l'exactitude d'un résultat de jaugeage, il faut étudier la contribution des différentes sources d'erreur dans le mesurage. De nombreuses expériences interlaboratoires ont montré que dans des conditions favorables (répétition de 6 transects, conditions de débit stable, zones extrapolées faibles), l'incertitude d'un jaugeage à un niveau de confiance de 95% peut être estimée à 5%. Comme l'ont montré les expériences interlaboratoires, ce résultat peut être amélioré en utilisant plusieurs ADCP. Pour réduire cette incertitude, les jaugeurs doivent être familiarisés avec le processus de mesurage et avoir connaissance des limites des conditions de déploiement.

2.5.3 Prélèvement du sable en suspension

Afin d'estimer la concentration en sables, on va devoir échantillonner un volume d'eau, la majorité des prélèvements sont analysés en concentration et en taille de particules. En 1940, dans le premier rapport du FISP (FISP, 1940), pas moins de 65 échantillonneurs pour le prélèvement d'eau et de sédiments en suspension sont décrits. Bien que ces échantillonneurs aient été développés par des personnes différentes dans des contextes différents, il est intéressant de constater que beaucoup d'entre eux se ressemblent tant au niveau de la conception que de la mise en œuvre ou des consignes d'entretien. On peut classer les échantillonneurs en différentes familles :

- Les préleveurs ponctuels instantanés,
- Les échantillonneurs par pompage,
- Les préleveurs intégratifs (ponctuels, ou sur la verticale),
- Les décanteurs.

Certains, comme la bouteille de Delft (cf. Figure 4.9 d) sont à la fois décanteurs, intégratifs dans le temps et isocinétiques. Ce préleveur permet une mesure directe du flux en un point en fonction de la masse de sable décantée dans le préleveur et de la durée de la mesure. On peut citer également les préleveurs de type trappe à sédiment, qui sont des préleveurs ponctuels intégratifs dans le temps : déposés dans le cours d'eau, ils vont intercepter une partie de la suspension et sont plutôt utilisés dans des études sur la composition chimique des polluants adsorbés sur les particules fines (Masson *et al.*, 2018). Depuis le recensement du FISP, de nombreux autres échantillonneurs ont été développés et cette variété amène aussi une grande variabilité de la représentativité des échantillons. Pour illustrer cette diversité, on peut citer l'échantillonneur appelé «*Colorado River Sampler*» qui dispose d'un bouchon amovible commandé à distance (cf. Figure 2.15 a), ou l'instrument de Gergov (1996) (cf. Figure 2.15 b) qui est un échantillonneur multiparamètres permettant de faire un prélèvement par pompage immergé ainsi que d'autres mesures (vitesse, température, paramètres chimiques, prélèvement de fond).

L'ancêtre des préleveurs ponctuels intégratifs à poche souple est sans doute le bathymètre tachymètre du professeur Glouchkoff (Frolow, 1933), aussi appelé bathomètre, utilisé la première fois de 1907 à 1909 en Afghanistan puis dans d'autres contextes. Il est décrit notamment par Labaye (1948). Très simple, il consistait en une vessie en caoutchouc fixée au bout d'une tige en inox. La tige permettait par rotation d'actionner l'ouverture de la vessie et son remplissage. Ce préleveur associé à un chronomètre, permettait l'estimation de la vitesse de l'eau et de la concentration en sédiments présente dans l'échantillon.

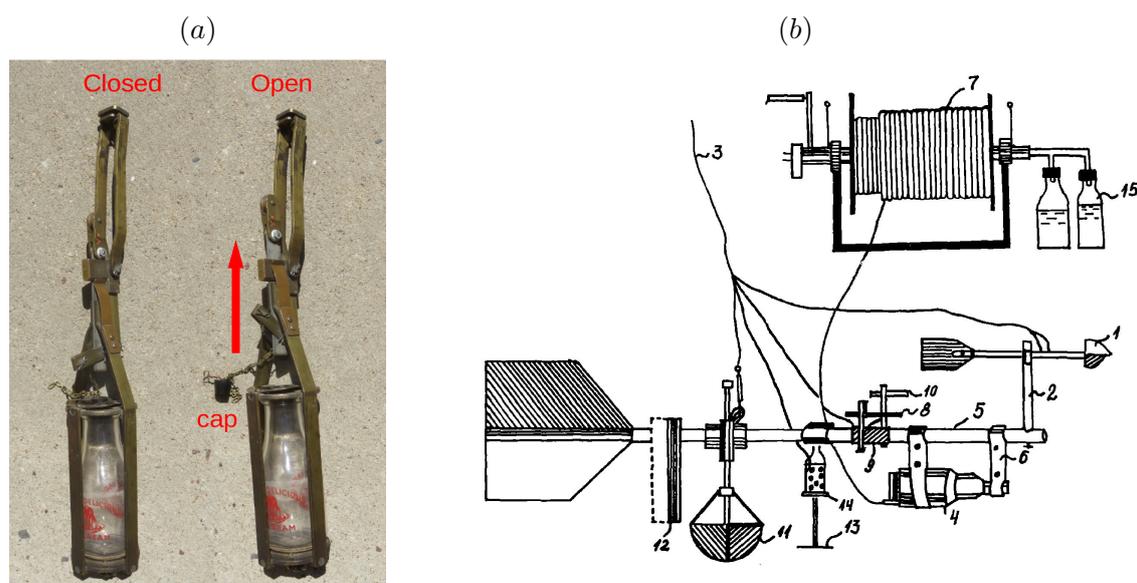


FIGURE 2.15. «Colorado River Sampler» utilisé jusqu'en 1945 par l'USGS, un préleveur de ce type appelé «rising stage» est encore utilisé au Pérou dans le cadre des suivis du SO-HyBAm (Santini, 2020) (a). Préleveur multiparamètres utilisé en Bulgarie dans les années 1990 pour les prélèvements en eaux profondes (Gergov, 1996) (b).

2.5.4 Le prélèvement isocinétique

2.5.4.1 Définition du prélèvement isocinétique

La forme des préleveurs isocinétiques est conçue pour perturber le moins possible l'écoulement, ils se positionnent dans le sens de l'écoulement grâce à une dérive. Ces préleveurs sont équipés d'une buse qui pointe face à l'écoulement et qui permet à l'eau de rentrer dans le préleveur à une vitesse identique à celle de la vitesse ambiante (cf. Figure 2.16). La forme intérieure de la buse est légèrement évasée afin de compenser les frottements, un système de mise à la pression permet à l'air de s'échapper du préleveur sans perturber le remplissage des flacons ou des sacs de prélèvement (Edwards et Glysson, 1999).

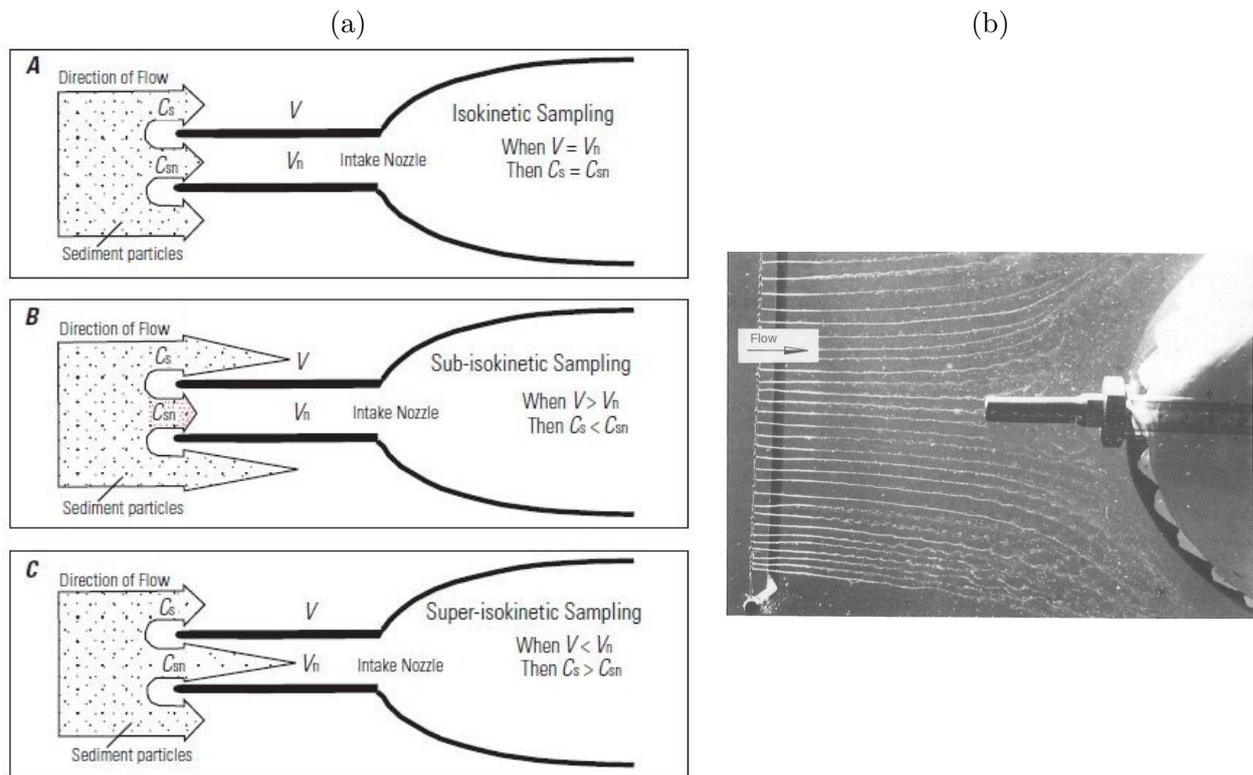


FIGURE 2.16. Principe du remplissage isocinétique (Sabot et Topping, 2012). La situation optimale est la situation A, quand le préleveur n'a pas d'influence sur la vitesse ambiante. La situation B conduit à une sur-estimation de la concentration. Enfin, la situation de sous-échantillonnage (situation C) intervient quand la vitesse d'entrée dans le préleveur est supérieure à la vitesse ambiante (a). Vue de dessus d'un préleveur P-61 dans un canal expérimental ensémené avec des bulles d'hydrogène pour identifier les trajectoires des lignes de courant à l'approche du préleveur (Dijkman, 1978) (b).

Le caractère isocinétique d'un échantillonneur est très important lorsqu'il s'agit de prélever pendant une durée déterminée. Pour capter les fluctuations rapides des concentrations et les moyennner dans le temps, il est nécessaire d'échantillonner de manière isocinétique pour obtenir un prélèvement représentatif. Un prélèvement par pompage peut être considéré comme isocinétique si la vitesse d'entrée dans la crépine est réglée par rapport à la vitesse ambiante. Ceci implique que la vitesse soit mesurée et le débit de pompage asservi à cette mesure. Le pompage isocinétique se révèle assez complexe à établir dans les rivières. Certains instruments automatiques de prélèvement sont équipés de systèmes d'asservissement, comme le granulomètre *in-situ* SL2 de Sequoia Scientific qui est équipé d'un tube de Pitot pour mesurer la vitesse au plus près de la buse du préleveur (Agrawal et Hanes, 2015). Des limites de cet instrument ont été mises en évidence par comparaison, des écarts ont été observés dans certaines conditions, au niveau des mesures de granulométrie et de concentration (Czuba *et al.*, 2015; Haun *et al.*, 2015). Ces dispositifs restent très prometteurs pour l'étude *in-situ* des sables en suspension. Gitto *et al.* (2017) ont utilisé un SL2 pour déterminer le temps d'intégration optimal d'un prélèvement isocinétique ponctuel classique.

2.5.4.2 Les préleveurs isocinétiques et leur déploiement

«On devrait cependant attacher plus de prix, dans l'optique du travail poursuivi, à des relevés d'un genre nouveau, à la turbidisonde.» disait Babonaux (1970) dans sa thèse sur la dynamique du lit de la Loire. La turbidisonde (cf. Figure 2.17 a) aujourd'hui oubliée, était un préleveur isocinétique français, développé à Grenoble par la société Neyrpic, qui consistait en un ingénieux dispositif déployé depuis un treuil. Maintenu fermé à distance par de l'air comprimé, il permettait le prélèvement d'eau et sédiment en différents points de la section (Collet, 1953). Certains sont plus sommaires comme le préleveur développé en ex-URSS (cf. Figure 2.18 a) et sa variante suédoise (cf. Figure 2.18 b).

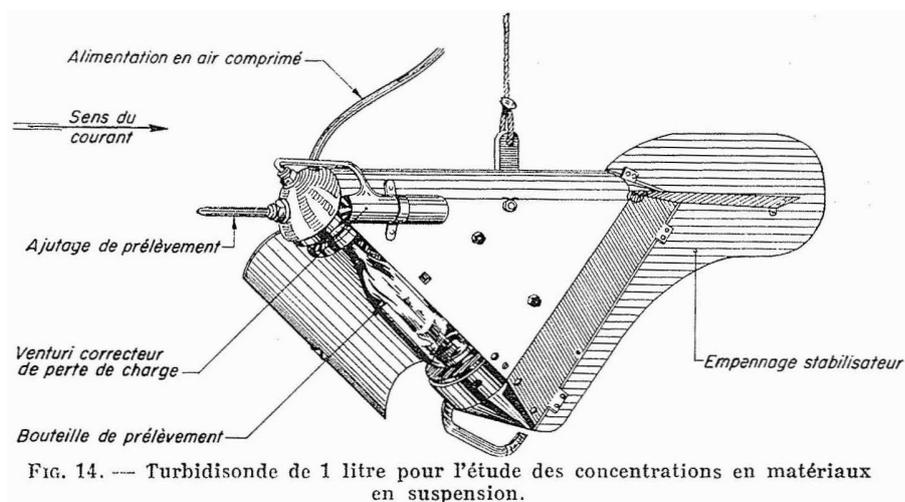


FIGURE 2.17. Turbidisonde de Neyrpic, préleveur ponctuel isocinétique à fermeture pneumatique (Collet, 1953).

Il existe une large gamme de préleveurs isocinétiques. La plupart ont été développés par le FISP, il existe plusieurs familles de préleveurs de ce type décrits largement dans les rapports du FISP et utilisés principalement en Amérique du Nord :

Les préleveurs intégratifs sur la hauteur (D). La nomenclature et les limites d'utilisation des préleveurs isocinétiques sont expliquées dans Davis (2005). Exemple pour le DH-96 (D : signifie «*Depth integrative*», H : signifie «*Hand held or hand line*» et 96 correspond à l'année 1996, date de début de développement de l'instrument). Les préleveurs intégratifs sur la verticale permettent le prélèvement continu d'un échantillon pendant le temps d'une descente et d'une remontée à vitesse constante le long d'une verticale. La vitesse de déploiement est réglée en fonction du diamètre de la buse d'entrée, de la profondeur de la section et de la vitesse de l'eau. Il existe plusieurs déclinaisons de ce type de préleveurs, on peut citer pour les cours d'eau profonds comme l'Amazone ou le Mississippi le «*collapsible bag-type sediment samplers*» utilisé par différentes équipes (Nordin *et al.*, 1983; Meade, 1985; Santini, 2020).

Si l'on veut connaître la distribution de la concentration ou de la granulométrie des sédiments dans la section en différents points, on utilisera des préleveurs intégratifs ponctuels de type (P) (cf. Figure 2.19). L'ouverture du préleveur va permettre son remplissage, elle est commandée à distance

par l'activation d'une électrovanne alimentée à 36V ou 48V¹ par le câble porteur. Les prélèvements intégratifs ponctuels vont permettre d'échantillonner en un point précis de l'écoulement et de moyenner dans le temps un échantillon. Le temps de remplissage est mesuré par chronomètre, il est décidé en fonction du volume souhaité et de la vitesse de l'eau, des abaques sont disponibles pour chaque modèle. Le temps d'exposition du préleveur doit être constant pour un même jaugeage solide, il doit être adapté à la vitesse la plus forte pour éviter le sur-remplissage et obtenir des échantillons représentatifs. Dernier né de la gamme, le US P6 (cf. Figure 2.19) a été testé dans différentes configurations de rivières dont le Mississippi (FISP, 2011; Spicer, 2019). Les préleveurs de type (P) peuvent le cas échéant être utilisés pour des mesures intégratives sur la verticale (Gray et Landers, 2014).



FIGURE 2.18. Préleveur ponctuel isocinétique «USSR series bottle sampler» (Starosolsky et Rakoczi, 1981) utilisé sur la rivière Timiș en Roumanie, en 2005 lors d'une campagne de mesures ADCP avec prélèvement (Dramais *et al.*, 2006; Rotaru *et al.*, 2006). La buse courbée est placée vers le haut lors du déploiement dans la rivière (a). La version suédoise du préleveur isocinétique intégratif appelé «Nilsson sampler» (Nilsson, 1969), déployé à Khong Chiam sur le Mekong en Thaïlande en 2012 (b).

Dans les deux méthodes (D) et (P), on évite le sur-remplissage du flacon ou du sac de prélèvement. Les préleveurs conformes pour ces applications sont décrits par la norme ISO 3716 (2006). Le nombre de verticales, de points et de points de mesure sont fixés par la norme ISO 4363 (2002). Les calculs proposés par la norme ISO 4363 (2002) permettent ensuite de calculer la concentration moyenne dans la section.

Certains préleveurs ont été développés en Europe, spécifiquement pour le sable. C'est le cas d'un échantillonneur décanteur isocinétique appelé le «Dutch federal authority sampler» (FISP, 1940), parfois aussi turbidimètre de «Rijkswaterstraat», il a été développé à Delft (Fournier, 1962). C'est un échantillonneur décanteur qui capture dans une chambre de décantation sable en laissant passer l'eau claire et les particules les plus fines. L'évolution de ce préleveur est connu maintenant sous le nom de bouteille de Delft (Dijkman, 1981) (cf. Figure 4.9 d) et a été comparé à l'échantillonneur

1. Cette tension électrique peu commune, s'explique par un stock d'électrovannes hérité de l'effort de guerre américain lors de la seconde Guerre mondiale. Ces électrovannes auraient été utiles notamment pour l'ouverture des portes des bombardiers. (Topping. D.J Communication personnelle)

ponctuel P-61 (cf. Figure 4.9 c) en laboratoire à Delft où de nombreux tests et calibrations ont été effectués (Dijkman, 1978). Il a été déployé sur de nombreux cours d'eau comme le Rio Magdalena (Colombie), le Colorado et le Mississippi (USA) (Beverage et Williams, 1989), la Loire (Gautier *et al.*, 2008) et d'autres (Peters, 2010). Beverage et Williams (1989) montrent que la bouteille de Delft mesure des concentrations plus élevées en comparaison du préleveur P-61 quand ils sont placés au même endroit. La bouteille de Delft permet de collecter une masse qui est ensuite corrigée de différents facteurs dont la vitesse, ce qui est la principale source d'erreur. L'utilisation de ce préleveur est déconseillée pour des vitesses d'écoulement supérieures à 2,5 m/s et pour prélever des sables d'un d_{50} inférieur à 100 μm (Dijkman, 1978, 1981).

2.5.4.3 Déploiement des préleveurs intégratifs

Les préleveurs du FISP sont déployés depuis des câbles porteurs opérés via des treuils positionnés sur la nacelle d'un câble téléphérique ou d'une embarcation. Chaque verticale est d'abord sondée avec le préleveur pour en déterminer la profondeur. En l'absence de câble téléphérique, un câble gradué provisoire («tag line») est positionné au dessus de la section pour indiquer au pilote la position de la verticale. Un échantillon solide du fond est prélevé systématiquement sur chaque verticale à l'aide d'un préleveur de fond, de type BM. Par souci de rapidité de la mesure et de contraintes d'analyses, la plupart des jaugeages solides de l'USGS sont réalisés avec des préleveurs de type D intégratifs sur la verticale. Le remplissage du flacon ou du sac de prélèvement va se faire pendant un aller-retour du préleveur dans la colonne d'eau. Une attention particulière est portée sur le respect d'une vitesse de montée et descente constante à l'aide d'un métronome qui rythme les tours de manivelle du treuil. Le remplissage du flacon est contrôlé à chaque prélèvement.



FIGURE 2.19. US-P6 le dernier préleveur ponctuel développé par le FISP (FISP, 2011).

2.5.4.4 Représentativité des prélèvements isocinétiques

Les préleveurs ont été testés, validés dans différentes configurations de rivière. Le WMO indique que les préleveurs P-61 et P-63 peuvent être considérés comme des préleveurs de référence (ISO 4363, 2002). Des essais en laboratoire et sur le terrain (FISP, 1941b) ont permis de mettre au point les préleveurs et d'identifier les sources d'erreur. Par exemple, les erreurs associées à la vitesse d'entrée dans les préleveurs ont été évaluées pour différentes classes granulométriques (cf. Figure 2.20). L'étude de Dijkman et Milisic (1982) (Rapport interne de TU Delft disponible sur demande auprès d'eux) sur le Danube a mis en œuvre 5 préleveurs isocinétiques pour effectuer des comparaisons simultanées. Le jeu de données, très complet, est disponible et a été partiellement exploité. Les conclusions de cette étude sont assez limitées, le préleveur par pompage est le seul mis en défaut, qui alerte aussi sur les faibles volumes prélevés avec le P-61 qui peuvent affecter la représentativité des échantillons en cas de concentrations faibles. Ce jeu de données mériterait un examen approfondi. On peut citer aussi les travaux de Gurnell *et al.* (1992) qui ont fait une comparaison d'échantillons provenant du préleveur isocinétique DH-48 avec ceux d'un préleveur automatique en berge, aucun biais n'a été détecté bien que les résultats soient plus dispersés pour les échantillons provenant de l'échantillonneur automatique. Le DH-96, préleveur phare de l'USGS dans les grands cours d'eau pour la mesure intégrative sur la profondeur, a également été testé dans les moindres détails.

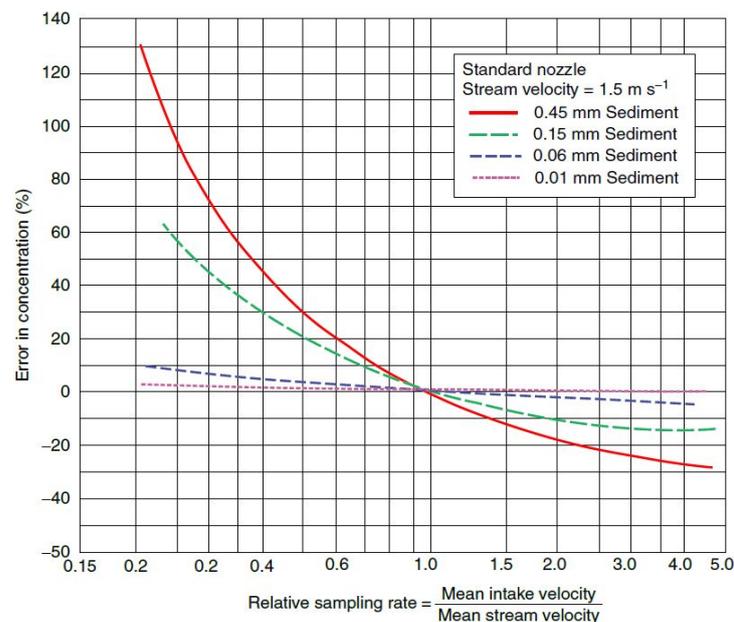


FIGURE 2.20. Effet du ratio de vitesse sur la mesure des concentrations pour quatre classes granulométriques (Gray et Landers, 2014) adapté du rapport (FISP, 1941b).

L'efficacité d'un préleveur à obtenir un échantillon représentatif est fortement liée à la variation temporelle et spatiale de la répartition des particules dans l'écoulement. Hicks et Duncan (1997a) ont vérifié l'efficacité des préleveurs intégratifs sur la verticale en comparant aux préleveurs ponctuels (P-61) qui permettent de prendre en compte une moyenne temporelle de concentration. Les travaux de Gitto *et al.* (2017) sur la Fraser River portent sur la représentativité des échantillons issus de préleveurs ponctuels. Ils concluent que le temps d'exposition nécessaire pour obtenir un échantillon représentatif à 90 % en terme de concentration et de taille de particule est de 9,5 min, en diminuant le temps d'exposition à 4,4 min, la représentativité baisse à 73%. Une étude pour évaluer l'erreur

liée au temps d'exposition inapproprié des préleveurs intégratifs sur la verticale a été menée par (Topping *et al.*, 2011). Ils montrent que l'erreur sur le temps d'exposition est l'une des erreurs principales dans l'incertitude totale et conseillent de répéter les verticales ou les passages sur une même verticale. Des valeurs d'incertitudes liées aux préleveurs ont été calculées dans plusieurs études, elles sont recensées au §4.2.6.

2.5.5 Prélèvement par bouteille horizontale

Les bouteilles de prélèvement de type Niskin ou Van Dorn (cf. Figure 4.9 a et b) sont principalement utilisées en milieu lacustre ou en mer, parfois sur des carrousels envoyés en eaux profondes. La plupart de ces préleveurs sont des bouteilles verticales mais certains modèles sont déployés horizontalement. Ils sont aussi appelés bouteilles Nansen, Collet, Tait-Binckley, Mécabulier, Freidinger, Callède, Kemmerer, ou encore *water trap*... Ils sont constitués d'un tube cylindrique ouvert qui va se refermer hermétiquement sous l'impulsion d'un messenger qui déclenche la fermeture des bouchons (cf. Figure 2.21). Dans son utilisation classique, le messenger est un simple poids qui va être guidé par le filin qui maintient le préleveur dans l'eau. Le messenger est envoyé depuis la surface par un opérateur, l'impact du messenger sur le préleveur libère les deux bouchons du cylindre qui vont emprisonner un volume d'eau. Ce type de préleveur est utilisé en rivière pour le prélèvement de sédiments en suspension, par exemple sur le Gange (Lupker *et al.*, 2011), le Danube (Jugaru Tiron *et al.*, 2009) ou l'Amazone et ses affluents (Armijos *et al.*, 2017; Santini *et al.*, 2019). La limitation principale des échantillonneurs instantanés de ce type est connue depuis longtemps (FISP, 1940) : la mesure instantanée ne moyenne pas dans le temps l'échantillon. En effet, en rivière, des fluctuations rapides du transport solide en suspension sont observées et cela ne peut pas être pris en compte par ces préleveurs. Les variations sont dues à la turbulence et aux fluctuations de vitesse, un préleveur de ce type ne peut pas déceler cette variabilité du fait de la brièveté de son exposition à l'écoulement. Une autre limitation liée au fait qu'il ne soit pas isocinétique, est la perturbation potentielle du préleveur dans l'écoulement qui peut fausser la quantité de particules par rapport à la concentration ambiante. Lors des tests en laboratoires menés par le FISP en 1941, des dépôts de particules ont été observés dans le corps du préleveur avant son déclenchement (FISP, 1941b). Par contre, cette méthode a aussi plusieurs avantages, la facilité de mise en œuvre depuis n'importe quelle embarcation, la rapidité de prélèvement suivant la dextérité du pilote du bateau et de l'agent préleveur. Ces bouteilles permettent aussi le prélèvement de volumes plus importants que les préleveurs isocinétiques ce qui facilite les analyses en laboratoire et permet de réduire les erreurs d'analyse (en présence de sable en particulier) .

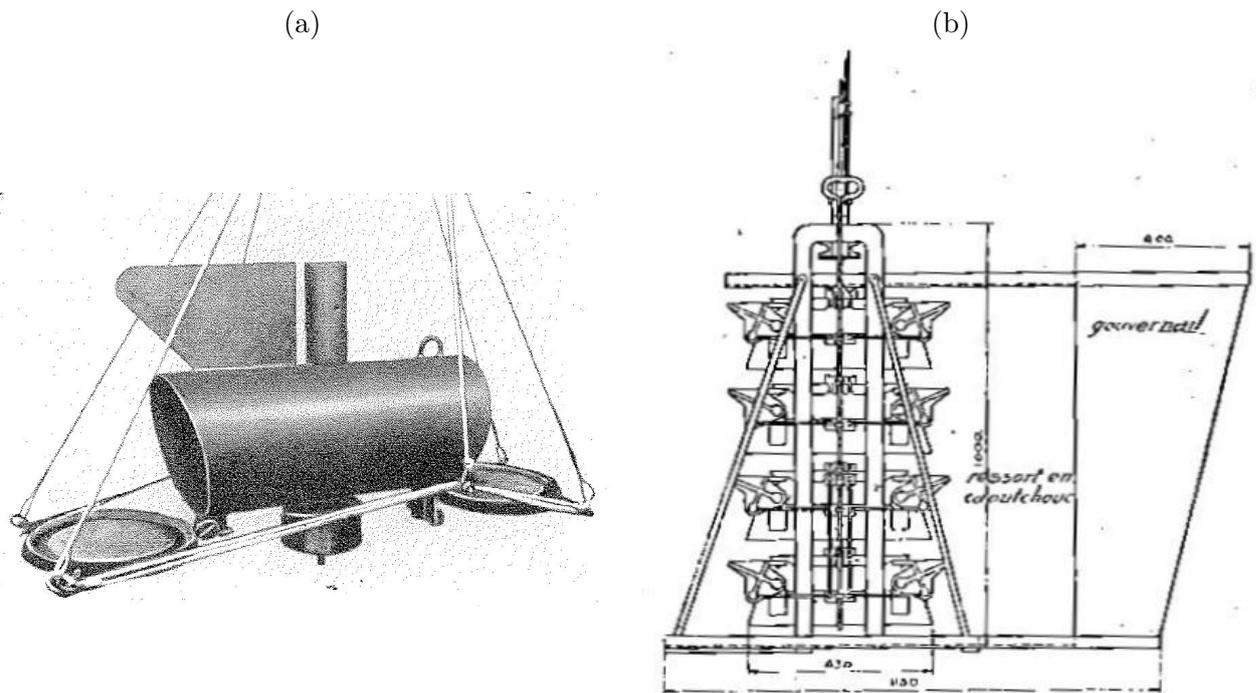


FIGURE 2.21. Préleveur ponctuel horizontal de Collet (Labaye, 1948) (a). Préleveur horizontal multiple de Van Veen (1937) (b).

Parmi les utilisateurs de bouteilles horizontales, Bouchez *et al.* (2011) ont proposé une méthode combinant les données ADCP, des profils de concentration de Rouse ajustés sur les concentrations mesurées pour calculer le flux de sédiments en suspension sur l'Amazone et certains de ses affluents. Cette étude confirme l'intérêt d'utiliser des profils théoriques pour estimer les concentrations dans la zone non mesurée au fond. Armijos *et al.* (2017) toujours sur l'Amazone ont ajusté des profils de Rouse calés sur des mesures de turbidité pour modéliser séparément les fines et le sable à partir d'une calibration du capteur en laboratoire et d'un traitement de données adapté. Avec cette méthode, il suffit d'un profil de turbidité sur la verticale et d'un échantillon pris 1 m au dessus du fond, ce qui allège particulièrement le protocole de mesure. La limitation principale de ces deux méthodes est la non prise en compte de la variabilité latérale entre les verticales de mesure. En effet lors du calcul du flux, on affecte spatialement les concentrations dans toute la section dont les parties non mesurées au fond ou entre les verticales. La méthode proposée dans le chapitre 5 propose de traiter cette question par l'utilisation des données ADCP pour l'intégration latérale et d'une formule à base physique pour modéliser les profils verticaux de concentration.

Il y a peu d'études sur l'efficacité des bouteilles horizontales. Long (1989) a étudié sur 10 stations en Chine les erreurs liées aux fluctuations naturelles de la concentration et il a conclu que l'erreur standard relative est de $\pm 10\%$. Sur l'Amazone, Filizola et Guyot (2004) trouvent 4% de différence entre les concentrations mesurées par la bouteille horizontale de 12 litres par comparaison avec celles d'un préleveur P-63 et du «*collapsible bag sampler*», un préleveur spécialement développé pour les grandes profondeurs (Nordin *et al.*, 1983; Meade, 1985).

2.5.6 Prélèvement par pompage

2.5.6.1 Pompage distribué

Les préleveurs par pompage sont classifiés dans le rapport de l'organisation mondiale de la météorologie (Xiaoqing *et al.*, 2003) comme des préleveurs intégratifs ponctuels. Pour la mesure des flux de sable, il est possible de déployer des pompes depuis un bateau ou un pont pour prélever des échantillons à différentes profondeurs dans la colonne d'eau. Des prélèvements par pompage direct dans le cours d'eau et distribués dans la section ont été expérimentés sur plusieurs cours d'eau du monde notamment sur la Taw River au Royaume-Uni (Bolton, 1983; Soulsby *et al.*, 1984), le Nil en Égypte (Crickmore et Teal, 1981) (cf. Figure 2.22 et sont encore pratiqués sur le Rhin (Allemagne) (Frings *et al.*, 2014b), sur le Danube River (Hongrie) (Baranya et Józsa, 2013).

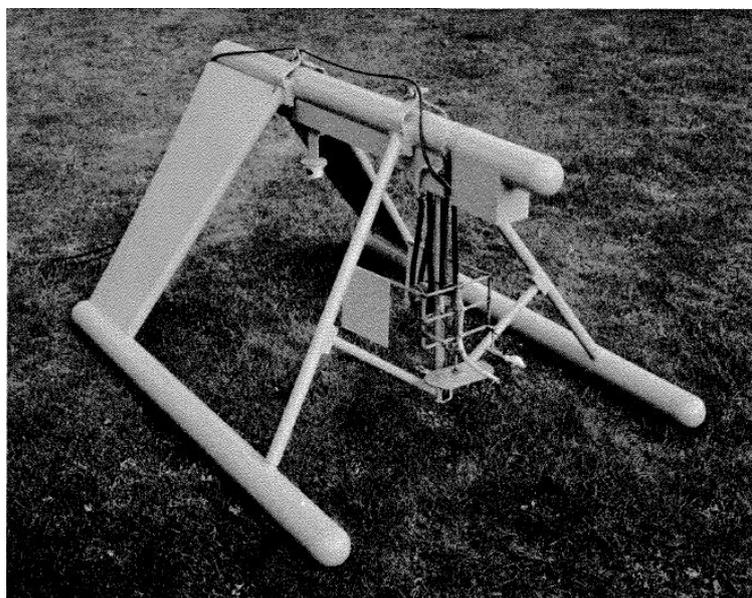


FIGURE 2.22. Système de pompage des sables en suspension avec mesure simultanée de vitesse par moulinet (Crickmore et Teal, 1981).

Certains auteurs ont rapidement identifié la difficulté des préleveurs à pomper correctement les grosses particules (Starosolsky et Rakoczi, 1981). La plupart de ces préleveurs sont maintenant équipés d'une pompe péristaltique, mais par le passé des systèmes par pompe à vide ont été développés et déployés, notamment dans les pays de l'ex-URSS. Des évaluations des erreurs sont présentées par Starosolsky et Rakoczi (1981), notamment sur la combinaison du ratio vitesse d'entrée dans le préleveur sur vitesse de l'eau locale («*sampling rate*») et la granulométrie des particules présentes. En présence de sable et d'un ratio différent de 1, l'erreur sur la mesure de concentration est très importante.

2.5.6.2 Pompage en un point fixe

Le prélèvement par pompage est largement utilisé pour prélever la suspension de lessivage ou les effluents de tous types, les préleveurs sont souvent asservis à d'autres capteurs comme des turbidimètres pour les suivis en rivière. Les préleveurs par pompage sont souvent automatisés et la crépine positionnée en un point fixe en berge pour prélever à intervalle régulier. Ces préleveurs

ont également été comparés et validés dans différentes configurations (Allen, 1976; Allen et Petersen, 1981). Ils sont parfois asservis à une consigne qui déclenche un programme de prélèvement (dépassement de seuil de turbidité, de débit...). Gautheron (1994) a étudié les performances des préleveurs automatiques sur des échantillons de la Durance. Dans ses travaux, il identifie et évalue les différentes erreurs et donne des indications pour les réduire, par exemple la purge systématique des tuyaux d'aspiration, la forme et position de la crépine dans l'écoulement (Edwards et Glysson, 1999). Plus récemment, Navratil *et al.* (2011) font une étude approfondie de l'incertitude de la chaîne de mesure complète depuis les observations en rivière jusqu'à la production du flux, sur une petite rivière Alpine. Navratil *et al.* (2011) calculent une incertitude moyenne sur la concentration de 10% (avec un niveau de confiance de 95%) sur les concentrations individuelles, mais qui est très variable et peut atteindre 70% dans certains cas. Si le principe du prélèvement automatique par pompage n'a pas varié depuis des années, des innovations existent. On peut noter l'étude de Lecce (2009) qui a mis au point une buse d'aspiration à hauteur ajustable afin de prélever toujours à la même proportion de hauteur en fonction des variations naturelles du cours d'eau.

2.5.7 Mesure de la granulométrie des particules

L'analyse granulométrique, ou la mesure de la distribution des classes de taille des particules par tri, existe depuis longtemps. «Les dimensions des particules ainsi transportées sont extrêmement variables. Elles sont d'autant plus grossières que le courant est plus rapide. [...] Au laboratoire, on réalise méthodiquement la séparation de ces diverses catégories de particules, au moyen des appareils d'analyse mécanique des sols par lévigation» déclaraient Müntz et Lainé (1915) dans une étude de 2 ans sur 25 stations des Alpes et des Pyrénées. Les proportions de sables et limons sont détaillées avec leurs vitesses de chute (cf. Figure 2.23) pour différents cours d'eau et notamment l'Isère et la Durance. L'appareil utilisé pour faire une mesure par lévigation était un élutriateur, le principe était d'appliquer au sédiment un courant d'eau ascensionnel à vitesse réglable dans un tube vertical dans lequel se produisait le tri granulométrique (Juvigné, 1973).

	Gravier.	Sable			Limon			Argile.
		grossier.	moyen.	fin.	sableux.	fin.	très fin.	
Glandon.....	16,4	22,2	17,8	7,7	9,4	15,2	9,9	1,4
Haute-Isère (Montmélian).	»	0,8	23,2	23,0	31,4	17,1	2,1	2,4
Basse-Isère (Grenoble)...	»	0,3	4,2	3,9	16,7	40,6	30,3	4,0

On voit, avec une grande netteté, qu'à mesure qu'on descend vers la plaine, les limons se sélectionnent en devenant de plus en plus fins et de plus en plus homogènes.

On observe les mêmes faits sur la Durance :

	Gravier.	Sable			Limon			Argile.
		grossier.	moyen.	fin.	sableux.	fin.	très fin.	
Haute-Durance (Embrun).	»	0,4	7,3	6,4	19,3	40,4	21,7	4,5
Basse-Durance (Sisteron).	»	»	0,1	»	0,7	13,6	64,8	20,8

FIGURE 2.23. Concentrations dans les différentes classes de taille de particules en suspension au début du XX^e siècle sur plusieurs cours d'eau (Müntz et Lainé, 1915).

La distribution granulométrique est la représentation des résultats expérimentaux de l'analyse granulométrique (cf. Figure 2.3). Plusieurs méthodes sont actuellement utilisées pour analyser les

sédiments issus de prélèvements en rivière, elles sont listées dans la Table 2.3.

TABLE 2.3. Méthodes de mesure de la distribution de tailles de particules de sable et sédiments de rivière et valeurs indicatives des gammes de tailles observables.

Méthode	Gamme de mesure
Tamissage par voie humide	$\approx 0,005 - 100$ mm, un peu moins par voie sèche $\approx 0.063 - 100$ mm
Sédimentation	Particules < 80 μm
Lévigation	Particules < 40 μm
Centrifugation	Particules $> 0,5$ μm
Diffraction laser	$\approx 0,01 - 3500$ μm suivant les instruments
Comptage	$\approx 0,4$ à 1600 μm (compteur Coulter), $\approx 2 - 256$ mm avec la méthode de Wolman (1954)
Analyse d'images	1-12 mm (Perret, 2017b) avec le logiciel BaseGrain, quelques μm jusqu'à plusieurs cm avec le logiciel Digital Grain Size (Buscombe, 2013)

La gamme de tailles observables va ainsi varier suivant la technique utilisée, par exemple centrifugation et diffraction laser permettront de détecter des particules plus fines que le tamissage ou la sédimentation. Le choix d'une technique va dépendre de la quantité de sédiments prélevés. En effet, en général on ne peut prélever en suspension que de faibles quantités de sédiments.

Chacune de ces techniques permet d'obtenir une distribution granulométrique ou une séparation des classes de particules. Une particularité de ces différentes techniques est de ne pas utiliser les mêmes propriétés des particules pour effectuer le tri :

- Le tamissage par voie humide ou sèche utilise le tri par la dimension de l'axe b_s (cf. § 2.2).
- La sédimentation (mesure de la vitesse de décantation), la lévigation et la centrifugation, utilisent les propriétés de densité, de forme des particules.
- La diffraction laser avec des instruments de laboratoire ou embarqués va permettre la mesure de la forme des particules et de leur distribution par classe de diamètre équivalent (ces instruments nécessitent de choisir a priori la forme et le modèle optique d'inversion à utiliser).
- Le compteur basé sur le principe de Coulter se base sur une variation électrique du milieu lorsque qu'un échantillon contenant des particules passe au travers d'un petit orifice. Les variations qui sont mesurées par des électrodes situées de part et d'autre de l'orifice, sont proportionnelles au volume des particules.
- L'analyse d'image permet des mesures à différentes échelles des argiles aux galets avec des prises de vue par microscope, caméra holographique in-situ, photos aériennes ou sub-aquatiques (si elles sont de qualité et définition suffisantes), etc. Ces techniques peuvent permettre la mesure directe d'un diamètre par détection de forme ou en passant par la mesure des axes des particules ou de leur contour.

Dans cette partie, nous détaillerons surtout le tamisage et la mesure par diffraction laser qui ont été utilisés dans ces travaux. L'analyse d'image est de plus en plus courante et a été testée. Des tests de faisabilité ont été réalisés avec les logiciels DGS (Digital Grain Size) (Buscombe, 2013) et BaseGrain (Detert et Weitbrecht, 2013). Ces tests ont été réalisés à partir de photos des grains obtenues avec une loupe Leica M205 C associée à une caméra Leica IC80 HD sur les échantillons de sable sec rassemblés sur des filtres. Suite à ces tests qui ont donné des résultats mitigés sur les comparaisons effectuées, il semble nécessaire (1) de prendre en main les logiciels et les paramètres de réglage, (2) de tester la préparation des échantillons avant la prise d'image pour tester les paramètres d'influence de la prise de vue, (3) de comparer les résultats à des mesures par granulométrie laser.

2.5.7.1 Tamisage

La technique du tamisage consiste à mesurer le poids de matière qui passe au travers des mailles calibrées d'un tamis normalisé. On superpose les tamis (cf. Figure 2.24 a) par maille décroissante et on mesure le refus dans chaque tamis après une séquence de vibration imposée par la tamiseuse (généralement 10 minutes). Pour s'adapter à la distribution souvent lognormale des particules, les bornes de classes suivent une progression de facteur 2, avec des classes intermédiaires. Un tamis seul peut aussi être utilisé pour séparer les particules de sable ($> 63 \mu\text{m}$) du reste de l'échantillon. Le refus est le poids de sédiment retenu sur chaque tamis, après séchage on obtient ainsi une masse de sédiment pour chaque classe inter-tamis. Cette opération peut se réaliser à sec ou sous un flux d'eau ce qui permet de faire circuler plus facilement les particules les plus fines. Le tamisage a été comparé aux mesures par sédimentation (Sengupta et Veenstra, 1968). La conclusion de cette étude est que ni le tamisage ni la colonne de sédimentation ne permettent de reproduire la distribution des tailles de particules d'un échantillon naturel de sable avec des grains de forme et de densité différentes. La forme carrée des mailles des tamis est notamment mise en cause. La forme des mailles, l'orientation des grains et la durée du tamisage vont permettre ou pas à la particule de franchir un tamis, ceci a pour conséquence un grossissement apparent de la distribution de tailles des particules (Syvitski, 2007).

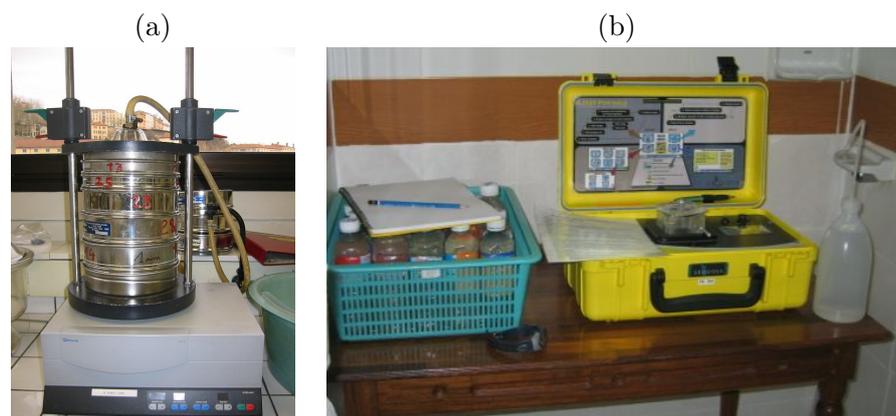


FIGURE 2.24. Colonne de tamis dans le laboratoire Inrae (a) et Granulomètre LISST portable XR dans un laboratoire improvisé au Laos (Dramais *et al.*, 2013) (b).

2.5.7.2 Granulométrie par diffraction laser

Les techniques de granulométrie laser sont basées sur le principe de la diffraction de la lumière, elles ont été implémentées dans des instruments à la fin des années 1970 (Syvitski, 2007). Les particules sont mises en suspension et l'on mesure comment elles diffractent la lumière émise par le faisceau laser. Des photodiodes vont permettre de mesurer la répartition de la lumière et ainsi déterminer la proportion de chaque classe granulométrique. Les grosses particules diffusent la lumière à de petits angles par rapport au faisceau laser et les petites particules diffusent la lumière à des angles supérieurs. Cette technique est maintenant largement utilisée pour mesurer les distributions granulométriques des sédiments en suspension du fait de sa rapidité et de la large gamme de taille de particules mesurable. Une particularité des granulomètres laser est de calculer une distribution exprimée en volume ou surface alors que les résultats d'un tri par tamisage sont une distribution massique (Loizeau *et al.*, 1994). Pour les sables, notamment les plus gros, cette technique n'est pas adaptée, certains instruments ont un seuil de taille de grain de 1 mm. La mise en suspension des sables dans les circuits d'analyse des instruments peut causer des erreurs, des dépôts ont été observés dans les cuves d'agitation de certains modèles.

Plusieurs paramètres vont influencer la mesure par granulométrie laser :

- Le modèle optique utilisé pour interpréter les signaux est généralement basé sur les théories de Mie ou de Fraunhofer. Ces modèles sont utilisés pour calculer la distribution granulométrique des particules sur la base d'un modèle sphérique équivalent en volume : la taille des particules est représentée par le diamètre de la sphère équivalente, ayant le même volume que la particule. La théorie de Mie permet d'obtenir de meilleurs résultats sur les classes de particules inférieures à 50 μm mais il faut définir les indices de réfraction du liquide porteur et des particules (OSR 4, 2018b).
- L'obscurcissement ou la transmission correspond à une mesure de l'opacité de l'échantillon, elle est mesurée après injection de l'échantillon dans l'instrument, elle va dépendre de la quantité de particules et de la constitution de l'échantillon mesuré. La norme ISO 13320-1 (2020) préconise une obscurcissement entre 5% et 25%.

- Les instruments sont équipés d'un système d'agitation qui permet d'homogénéiser les particules dans le liquide porteur (eau déminéralisée). La plupart des granulomètres laser sont également équipés d'un générateur d'ultrasons. L'utilisation des ultrasons lors de la préparation de l'échantillon avant analyse permet aux particules d'être bien dispersées. Une application des ultrasons avant la mesure durant 30 secondes semble être suffisante pour obtenir une bonne séparation des particules (Robbe et Roger, 1987). Dans une comparaison des analyses du même échantillon avec et sans ultrasons dans le cadre de tests sur les instruments utilisés dans le cadre de l'OSR (OSR 4, 2018b), il apparaît que le granulomètre détecte plus de particules $<20 \mu\text{m}$ après la séquence d'ultrasons.
- Le sous-échantillonnage nécessaire pour injecter l'échantillon à mesurer dans l'instrument est une phase délicate, en particulier en présence de sable, le problème du sous-échantillonnage est traité dans le chapitre 4. En définitive, l'idéal est que l'échantillon soit dimensionné au préalable, il est effectivement préférable d'adapter sur le terrain le flaconnage au volume cible à injecter dans le granulomètre. Une autre solution peut être de séparer avant analyse les sables des particules plus fines. Une piste n'a pas été explorée dans ce travail mais elle peut être utile dans le cas d'analyses multiples (concentration, granulométrie). Il s'agit des séparateurs d'échantillons du type «*cone-splitter*» ou «*churn-splitter*». Ils permettent la division d'un échantillon en sous-échantillons équivalents, ils ont été testés et validés par Meade et Stevens Jr (1990) et Horowitz *et al.* (2001). Ces études évoquent les limitations des séparateurs en présence de concentrations importantes en sable.
- Autres paramètres d'influence. D'autres paramètres ont été identifiés (Czuba *et al.*, 2015) comme la composition chimique de l'échantillon (densité, indice de réfraction), la présence de particules (petites ou grosses) hors limite de détection, les conditions de mesure. Ces paramètres vont affecter la distribution des classes de particules.

2.5.7.3 Justesse des mesures granulométriques

Différents instruments ont été utilisés durant cette thèse :

- Le LISST portable XR, un granulomètre transportable très utile pour effectuer des mesures le plus tôt possible après prélèvement (cf. Figure 2.24 b).
- Le granulomètre CILAS 1190 (INRAE) de laboratoire utilisé pour une partie des échantillons effectuées sur le Rhône.
- Un granulomètre Malvern Mastersizer 2000 (ENTPE) mis à disposition dans le cadre de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine).
- Un Beckman Coulter LS 13-320 (USGS) avec deux modules d'analyse pour les échantillons du Colorado.

Les performances de ces instruments ont été évaluées avec différents matériaux de référence et des sédiments naturels (OSR 4, 2018b; Lepage *et al.*, 2019). L'incertitude sur l'évaluation du d_{50} est de 10 % pour des particules de diamètre supérieur à $10 \mu\text{m}$. Des écarts significatifs entre résultats d'analyse apparaissent lorsque le diamètre des sables dépasse $125 \mu\text{m}$. L'étude incite aussi à répéter 3 fois la mesure sur 3 sous-échantillons. La justesse des mesures granulométriques est très difficile à évaluer tant les particules peuvent être différentes en terme de densité et de forme. La définition de la taille des particules est aussi un paramètre sensible qui va influencer sur le résultat. La taille de la particule peut être une aire projetée (analyse d'image), un diamètre intermédiaire (tamisage),

un volume équivalent (compteur, laser) (Syvitski, 2007). Les intercomparaisons sur des matériaux de référence synthétiques ou connus sont donc une solution pour évaluer ces méthodes, cependant il faut bien voir que ces différentes technologies ne permettent pas toujours des comparaisons, du fait des techniques différentes de mesure (Lepage *et al.*, 2019).

2.5.8 Méthodes indirectes pour la mesure de la concentration

2.5.8.1 Suivi en continu par turbidimètre optique

Le principe et la mise en œuvre en rivière du turbidimètre photo-électrique est décrit dès 1932 par Paul Jakuschoff. Certaines limites des turbidimètres ont déjà été identifiées à l'époque (corrélation instable avec la concentration due à la taille des particules, la couleur et les propriétés réfléchives des particules) (FISP, 1940). La couleur des sédiments et la lumière ambiante sont des facteurs d'interférence qui ont été en partie corrigés depuis. La présence de matière organique, la taille des particules (Foster *et al.*, 1992) restent des paramètres qui vont influencer sur la mesure de turbidité. La turbidité est définie comme la réduction de la transparence d'un liquide causé par la présence de matières non dissoutes, c'est un facteur important pour la vie aquatique, qui va déterminer notamment la profondeur d'apparition de la photosynthèse. Les turbidimètres émettent un rayonnement d'intensité connue dans un volume d'eau et mesurent l'intensité du rayonnement transmis ou diffusé qui sera proportionnelle à la concentration massique en MES (Gippel, 1995). Les différents types d'instruments sont présentés par Gray et Gartner (2010).



FIGURE 2.25. Station hydrosédimentaire typique avec armoire d'acquisition et préleveur automatique protégé dans une logette, ici sur la Green River à Canyonlands en Utah.

Au niveau des capteurs, deux principales technologies existent, les transmissomètres et les néphélomètres. Ces derniers mesurent la lumière diffusée par les particules plutôt que la transmission de la lumière. Des questions de calibration et d'utilisation de solutions de référence stable, d'unités se posent. Verney (2019) préconise de ne pas inter-comparer (ou de mélanger au sein d'une même campagne) des mesures qui seraient issues de capteurs dont la technologie de mesure est différente.

Dans de nombreuses stations de mesure pérennes (cf. Figure 2.25), un préleveur automatique par pompage est installé et asservi à la turbidité pour permettre l'élaboration de la courbe de calibration (cf. Figure 2.26). La concentration calculée est combinée aux mesures de débit en continu, on peut alors estimer des bilans de flux de MES en intégrant sur des périodes données. Des étendues de mesure de 2 g/l pour les limons et argiles, jusqu'à 10 g/l pour le sable sont évoquées (Ludwig et Hanes, 1990), mais ces limites dépendent des modèles d'instruments, certains ont maintenant des limites beaucoup plus élevées. Les capteurs ne sont en général pas calibrés avec du sable (Gray et Gartner, 2010).

Installés en rivière, souvent à proximité d'une berge, les turbidimètres permettent ainsi de suivre facilement la concentration en MES en continu dans le cours d'eau. Des questions de représentativité de la mesure en berge se posent et rejoignent les questionnements sur la répartition des particules dans une section de cours d'eau, discutés dans le § 1.1.6. En effet, on retrouve en surface des quantités importantes de fines et peu de sable, les turbidimètres utilisés en surface ne sont donc pas exposés à un volume représentatif de la quantité moyenne de sédiments.

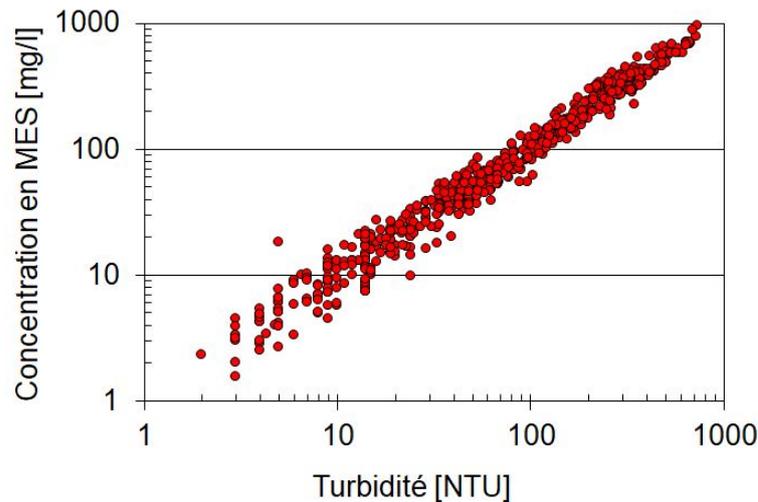


FIGURE 2.26. Points de contrôle issus de prélèvements automatiques et manuels pour la calibration du turbidimètre de Jons sur le Rhône en amont de Lyon (données OSR 2011-2019) .

Les choses se compliquent ensuite lorsque des suspensions de modes différents alternent ou varient en proportion ou lors de la saturation des capteurs. Les turbidimètres sont bien moins sensibles aux particules grossières lorsqu'ils sont exposés à des mélanges de grains de tailles variables. Ludwig et Hanes (1990), d'après des essais en laboratoire, déconseillent l'utilisation de turbidimètres en présence de distributions bimodales constituées d'une proportion importante de fines. Voichick *et al.* (2018) mettent aussi en évidence ces problèmes et conseillent d'utiliser les turbidimètres pour la mesure des concentrations en fines et des mesures alternatives comme l'acoustique pour déterminer en continu les flux de sable. La turbidité mesurée va dépendre de la taille des particules comme l'ont montré Wren *et al.* (2000); Thollet *et al.* (2013) ou Armijos *et al.* (2017). Vongvixay (2012) étudie la turbidité spécifique (turbidité divisée par la concentration des MES) qui varie linéairement avec l'inverse du diamètre moyen des grains (distribution granulométrique basée sur des prélèvements de surface). La turbidité spécifique d'un mélange est la somme des turbidités spécifiques associée à

chaque classe de taille, pondérée par leur proportion dans le mélange. Par ailleurs, les particules plus grossières sont transportées en suspension lors des crues avec de fortes contraintes de cisaillement (Walling *et al.*, 2000), ainsi la taille des particules doit faire l'objet d'une attention particulière lors de ces événements, pour corriger éventuellement les données de turbidité.

Les incertitudes de mesure de la turbidité ont été évaluées par Navratil *et al.* (2011) sur un petit cours d'eau alpin. Ils estiment les incertitudes sur la mesure par turbidité à 10% avec un intervalle de confiance à 95%. Cette incertitude peut s'élever à 20% dans le cas des valeurs extrêmes et des moyennes. Sur des eaux issues de réseaux d'assainissement, Versini *et al.* (2015) calculent une incertitude totale de 5% sur la mesure de turbidité. Fettweis *et al.* (2019) font une étude approfondie des sources d'erreur liées aux mesures turbidimétriques et acoustiques en continu et donnent des préconisations pour réduire les incertitudes.

2.5.8.2 Les méthodes par inversion acoustique

Mesure de la suspension de sable par inversion acoustique du signal d'un ADCP mobile

Parmi les différentes technologies de mesure pour l'observation de la suspension de sable, les mesures acoustiques sont encore en développement, avec des capteurs variés (Acoustic Sand Transport Meter (ASTM), Acoustic Backscatter System (ABS), ADCP). L'une des stratégies est d'interpréter la diffusion incohérente du son par des suspensions aléatoires de petites particules pour expliquer vitesse et paramètres physiques du fluide. En effet, l'interprétation des signaux acoustiques peut permettre l'estimation d'une concentration en limons grâce à l'atténuation du signal alors que la concentration en sables peut être approchée par la rétro-diffusion (Thorne et Hanes, 2002; Moore *et al.*, 2013b). La granulométrie des particules peut aussi être estimée à l'aide des signaux rétro-diffusés. La généralisation de ces méthodes acoustiques pour la mesure des concentrations et granulométrie des MES en rivière fait l'objet de recherches récentes (Vergne, 2018).

Sur un site donné, l'ADCP mobile peut être utilisé pour effectuer des jaugeages solides. Les contrastes temporels et spatiaux de taux de MES au sein des masses d'eau explorées peuvent être caractérisés à partir des profils d'intensité du signal acoustique rétrodiffusé (Backscatter) (Le Coz *et al.*, 2008). Cette interprétation de l'écho peut être qualitative (Dinehart et Burau, 2005; Richardson *et al.*, 1996; Moore *et al.*, 2013a) ou bien fondée sur des corrélations empiriques établies à partir de prélèvements. On appellera cette dernière méthode la méthode par calibration du signal acoustique, elle va être très dépendante du site de mesure. Cette méthode a été testée sur de nombreux cours d'eau de par le monde comme l'Amazone au Brésil (Filizola et Guyot, 2004), la rivière Frazer au Canada (Venditti *et al.*, 2016), la rivière Parana en Argentine (Latosinski *et al.*, 2014; Szupiany *et al.*, 2019), le Missouri aux USA (Wood *et al.*, 2019), le Danube (Jugaru Tiron *et al.*, 2009; Guerrero *et al.*, 2016), la rivière Mahakam en Indonésie (Sassi *et al.*, 2012), et bien d'autres.

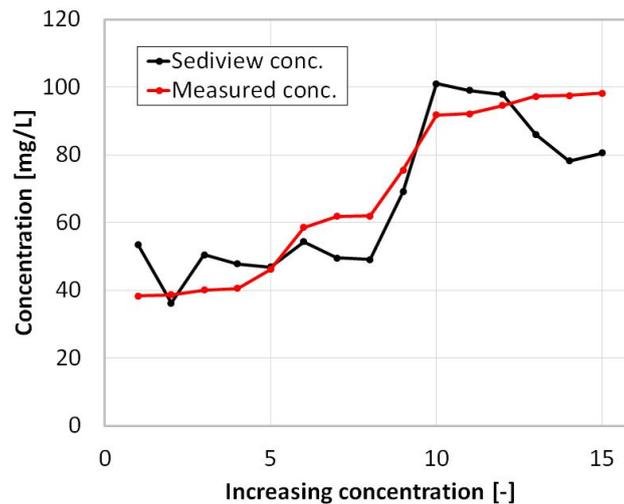


FIGURE 2.27. Calibration du logiciel Sediview sur un jeu de données à la confluence Rhône-Saône à Lyon en février 2006 (Dramais *et al.*, 2006).

L'interprétation de l'intensité de l'écho en terme de concentration dépend fondamentalement des variations de granulométrie au sein de l'écoulement et d'autres facteurs comme les micro-bulles d'air qui influencent la réponse acoustique (Vergne, 2018). La Figure 2.28 illustre un exemple de post-traitement avec le logiciel commercial Sediview (Land *et al.*, 1997) d'un transect ADCP sur un des bras du delta du Danube pendant une crue, pour l'étude de Jugaru Tiron *et al.* (2009) qui avait fait l'objet d'une collaboration avec le CEREGE. Ce modèle permet, à l'aide d'une calibration du signal acoustique sur site, de calculer un flux de sédiments total à partir de données ADCP. Ce modèle nécessite de faire de nombreuses hypothèses sur les paramètres de calage.

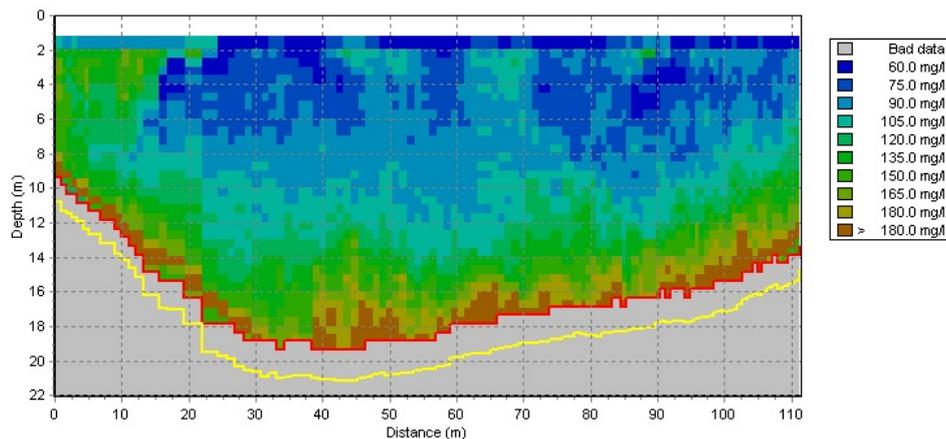


FIGURE 2.28. Modélisation Sediview du flux de sédiments sur un bras du delta du Danube en 2007.

Des logiciels plus récents, à l'image du projet STA (Sediment Transect Acoustics) de l'USGS, sont actuellement en cours de développement. Le logiciel STA (version Beta 4.0) (Boldt, 2015) a été testé pendant ce travail, il est prometteur mais est pour l'instant assez limité (données d'ADCP 1200 KHz uniquement).

Le logiciel est basé sur l'idée d'une inversion acoustique du backscatter de l'ADCP pour estimer les flux de sédiments dans la section, comme les logiciels commerciaux PDT toolbox (Aardoom,

2006) et Sediview. L'interface est intuitive et rapide. Ce logiciel et sa méthode de calcul viendront compléter la panoplie des moyens de mesure des flux de sédiments de l'USGS, pour traiter les mesures ADCP mobiles réalisées en même temps que les jaugeages solides intégratifs en y ajoutant des prélèvements ponctuels pour effectuer la calibration du signal acoustique. La principale limitation de cette approche est le manque de base physique des techniques d'inversion, qui nécessitent des calages et sont très dépendantes des sites et des conditions expérimentales. Certains travaux s'appuient sur la théorie acoustique existante, mais sont souvent mal adaptés au contexte fluvial, qui se caractérise par des distributions granulométriques multimodales. Les méthodes publiées et reprises dans les logiciels commerciaux ne considèrent en général qu'une distribution constante, voire qu'un seul diamètre représentatif, ce qui aboutit à des incohérences. Un autre projet logiciel est en développement actuellement dans le cadre du projet ANR (Agence Nationale de la Recherche) MESURE (Métrologie mES hydroacoUstiques opéRationnElles). Il s'agit, pour l'un des volets de ce projet, de développer une interface logicielle d'inversion hydroacoustique appelée HYDRAC capable de lire les données brutes des principaux instruments du marché et d'appliquer les méthodes d'inversions publiées dans la littérature pour calculer des concentrations en sédiments.

Suivi de concentration en continu par inversion acoustique du signal d'un ADCP horizontal

Les ADCP fixes à visée horizontale (ou H-ADCP) sont utilisés depuis une quinzaine d'années en rivière pour suivre les débits en continu. Cette technologie est particulièrement intéressante sur les sections influencées où les courbes de tarage (hauteur/débit) simples sont difficiles à établir. On utilise alors la technique de la vitesse témoin (index velocity) qui consiste à construire une relation entre la vitesse moyenne dans la section, la surface mouillée et une vitesse témoin (mesurée par un ADCP horizontal, un radar, ou tout autre système de mesure ponctuel de vitesse) pour déterminer le débit (Levesque et Oberg, 2012; Thollet *et al.*, 2017).

Lorsqu'ils sont utilisés avec une fréquence unique, les ADCP horizontaux font face aux mêmes problèmes que les ADCP verticaux pour la détermination des concentrations en sédiments en suspension (Moore, 2011; Moore *et al.*, 2012). Certains auteurs comme Topping *et al.* (2007) et Wright *et al.* (2010) ont proposé de distinguer deux modes granulométriques. En effet, on a vu que dans le contexte fluvial on observe généralement un mode sableux de poids très variable et une suspension fine homogène de type limoneux. Moore *et al.* (2013b) ont également mis au point une méthode de détermination de la taille des grains à l'aide de données d'atténuation multi-fréquences (3 ADCP horizontaux sur l'Isère à Romans-sur-Isère). Cette méthode considère la forme et la taille des particules. Deux méthodes opérationnelles utilisant ces techniques sont déployées aux USA :

- La première est appelée *Index-method* (Landers *et al.*, 2016). Elle est développée plutôt pour les particules fines. La méthode de l'index a été implémentée par l'USGS dans le logiciel SAID (Surrogate Analysis and Index Developer). Elle permet de déterminer la concentration de sédiment en suspension dans l'eau à partir de l'analyse du signal rétrodiffusé par les particules. Cette méthode a été validée dans le cas de suspensions homogènes. La méthode de l'index utilise les données acoustiques d'un ADCP horizontal fixe et des données d'analyses d'échantillons dans la section (cf. Figure 2.29a). Les données brutes, comme les profils d'intensité de l'ADCP sont corrigées pour tenir compte des pertes liées à la diffusion et à l'atténuation du signal dans l'eau (Moore *et al.*, 2012; Wright *et al.*, 2010). On calcule le FCB (Fluid corrected Backscatter) ainsi qu'un coefficient d'atténuation pour calibrer un modèle qui permet ensuite

de calculer des concentrations à partir des intensités rétrodiffusées enregistrées par l'ADCP. Cette méthode de calibration est très proche de la méthode expliquée précédemment pour les ADCP mobiles, avec les mêmes limitations (cf. § 2.5.8.2) et la nécessité de vérifier le calage aussi souvent que possible avec des échantillons. Cette méthode est appliquée actuellement sur une quarantaine de sites aux USA (Wood, 2019).

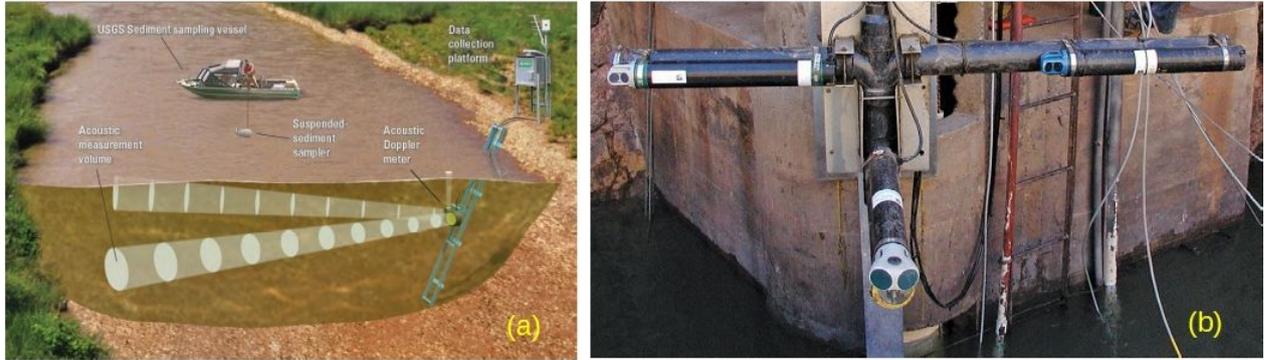


FIGURE 2.29. Vue schématique d'une station de mesure avec un ADCP horizontal (Wood, 2019) (a), configuration avec 3 ADCP horizontaux sur le Colorado à la station du Grand Canyon en Arizona, (Topping et Wright, 2016) (b).

- La seconde méthode est mieux adaptée aux distributions granulométriques multimodales rencontrées dans ces contextes (Topping et Wright, 2016). Cette méthode permet d'estimer simultanément la concentration de limon et d'argile en suspension, la concentration en sables en suspension et la taille médiane des grains de sable en suspension. Le principe est d'utiliser un réseau multifréquences d'ADCP horizontaux (cf. Figure 2.29b). Cette technologie est déployée sur six sites d'étude sur le fleuve Colorado et le Rio Grande, où un grand nombre d'échantillons de sédiments en suspension a été prélevé en même temps que des mesures d'atténuation acoustique et de rétrodiffusion pendant plusieurs années. La comparaison entre les échantillonnages et les mesures acoustiques est cohérente. Les incertitudes de mesure ont été quantifiées (Topping et Wright, 2016) et dans l'ensemble, les analyses d'erreurs indiquent que la méthode à deux fréquences produit des mesures non biaisées de la concentration de limon et d'argile en suspension et de la concentration de sable, avec des erreurs semblables ou légèrement supérieures à celles qui sont associées aux méthodes d'échantillonnage classiques.

2.6 Méthodes d'analyse de la charge en suspension

2.6.1 Calcul du transport solide en suspension

Le flux solide en suspension est la somme des produits de la vitesse et de la concentration en tous points de la section.

$$\Phi = \sum_{k=1}^{N_{sub}} \sum_{l=1}^{N_{samp}} u_{kl} c_{kl} h_{kl} w_l \quad (2.34)$$

Avec N_{sub} le nombre de sous-sections autour des verticales l et N_{samp} le nombre de sous-échantillons k et u_{kl} , c_{kl} , h_{kl} la vitesse, la concentration et la hauteur d'eau de chaque échantillon prélevé. Avec w_l la largeur considérée autour de la verticale l .

Méthodes d'exploration de l'USGS

La méthode d'estimation de la concentration en sédiments dans la section de mesure développée par l'USGS permet une simplification qui consiste à diviser la section transversale par sous-sections séparées par des verticales. Les espacements entre verticales sont choisis selon deux méthodes : «*Equal-Width Increment method*» (EWI) ou «*Equal-Discharge Increment method*» (EDI). Ces deux méthodes permettent de déterminer la position des verticales de prélèvement. Pour la méthode EDI, les verticales sont positionnées en fonction de la répartition du débit dans la section, chaque sous-section séparée par une verticale sera équivalente en débit liquide (Glysson et Gray, 2002). La concentration de chaque verticale l est utilisée pour calculer une concentration moyenne C dans la section. Le flux est alors le produit du débit liquide Q_w avec cette concentration :

$$\Phi = C Q_w \quad (2.35)$$

Et si le cours d'eau est divisé en N_{sub} sous-sections l , le flux devient la somme des produits entre le débit liquide Q_l et la concentration moyenne C_l en sable dans chaque sous-section l :

$$\Phi = \sum_{i=1}^{N_{sub}} Q_l C_l \quad (2.36)$$

La concentration de chaque point de mesure k est calculée par :

$$c_k = \frac{m_{kl}}{v_{kl}} \quad (2.37)$$

avec m_{kl} la masse de sédiments secs dans l'échantillon et v_{kl} son volume. La moyenne issue des concentrations c_{kl} intégrée sur la verticale l ou mesurée directement par échantillonnage intégratif sur la verticale est C_l .

Avec la méthode (EDI), les concentrations des échantillons obtenus de chaque sous-sections de débit liquide équivalent sont moyennées. Soit C la concentration moyenne sur la section :

$$C = \frac{1}{N_{sub}} \sum_{l=1}^{N_{sub}} C_l \quad (2.38)$$

Le débit solide en suspension sera le produit du débit liquide et de la concentration moyenne dans la section C . Le débit liquide est obtenu par une courbe de tarage ou une mesure de débit indépendante.

La méthode EWI est plutôt utilisée dans les cours d'eau les plus petits ou les rivières alluviales avec des sections complexes au niveau morphologique ou au niveau de la répartition des concentrations. Les verticales sont alors choisies à égales distances depuis la berge. Le volume obtenu de chaque sous-section sera proportionnel au débit. On obtient un échantillon cumulatif, reparti en

plusieurs bouteilles pour la section. La concentration moyenne C de l'échantillon cumulé est utilisée pour calculer le débit solide en suspension.

$$C = \frac{\sum_{l=1}^{N_{sub}} v_l C_l}{\sum_{l=1}^{N_{sub}} v_l} \quad (2.39)$$

avec v_l le volume prélevé sur la verticale l .

Concentration pondérée par la vitesse

Les échantillonneurs isocinétiques permettent le prélèvement d'un échantillon moyenné dans le temps ou dans l'espace, la concentration issue des prélèvements sera appelée «*velocity weighted concentration*» et notée C_l pour la concentration sur la verticale l . La concentration calculée sur la verticale à partir d'échantillons ponctuels instantanés (non pondérés par la vitesse) sera notée \overline{C}_l . Ces deux concentrations sont donc légèrement différentes. En l'absence de concentration moyenne pondérée par la vitesse, les calculs de flux peuvent être calculés avec la concentration non pondérée (\overline{C}_l) mais prendra moins en compte les fluctuations rapides comme évoqué dans le § 2.4.2.

Nombre de points sur la verticale

Lors de l'utilisation d'échantillonneurs isocinétiques ponctuels, la répartition des verticales de mesure peut également se faire conformément aux méthodes EDI et EWI. Un nombre de 5 à 10 points sur la verticale est conseillé par [Edwards et Glysson \(1999\)](#) en plus d'un point de surface et d'un point le plus proche possible du fond. Le calcul d'une concentration moyenne C_l sur la verticale l est effectué à partir des mesures individuelles sur chaque point de prélèvement k :

$$C_l = \frac{\sum_{k=1}^{N_{samp}} c_k u_k h_k}{\sum_{k=1}^{N_{samp}} u_k h_k} \quad (2.40)$$

avec u_k la vitesse mesurée sur chaque point de prélèvement k .

À l'aide de ces méthodes et de ces préleveurs, des échantillons du mélange eau-sédiments en suspension sont prélevés dans la section. Les méthodes d'échantillonnage intégrées en profondeur permettent une exposition dans une partie de la colonne d'eau ce qui permet une intégration spatiale. Les préleveurs ponctuels permettent d'éliminer l'effet des fluctuations turbulentes de concentration car ils sont basés sur une moyenne temporelle ([Topping et al., 2011](#)). Certaines équipes utilisent des adaptations du protocole de l'USGS, [Attard et al. \(2014\)](#) effectuent une exploration de la rivière Fraser avec un préleveur P-63, ils complètent le profil de concentration grâce à un profil de Rouse puis combinent les concentrations avec des profils de vitesse obtenus avec des moyennes de mesures ADCP enregistrées sur des verticales successives.

Le nombre de verticales

[Guy et Norman \(1970\)](#), dans l'un des manuels de l'USGS sur la mesure des sédiments fluviaux, présente des abaques pour déterminer le nombre de verticales en fonction du pourcentage de sable présent en suspension et d'un objectif d'incertitude relative acceptable (cf. Figure 5.1. Cette abaque

a été élaborée par P.R. Jordan en 1968 à partir de données de [Hubbell \(1960\)](#). La donnée d'entrée est un objectif d'incertitude relative et l'abaque permet de savoir combien de verticales sont à effectuer en fonction de la proportion de sable en suspension. Les auteurs précisent que si la concentration en sables est l'objectif de l'étude, il faut considérer le segment de l'abaque qui présente le pourcentage de sable maximal. L'utilisation de cette abaque est conditionnée par l'utilisation d'un index calculé à partir de données de jaugeages liquides, cet index (ξ) est basé sur un ratio entre la vitesse au carré et la profondeur de la verticale. L'index moyen est calculé en fonction de la vitesse moyenne U_{xs} et de la hauteur d'eau moyenne h_{xs} dans la section et l'indice maximal correspond à la verticale l présentant le plus fort ratio :

$$\xi = \frac{(U_l^2/h_l)_{max}}{U_{xs}^2/h_{xs}} \quad (2.41)$$

L'abaque peut aussi être utilisée à l'envers pour estimer une incertitude relative en fonction du nombre de verticales effectuées et du pourcentage de sable. Les incertitudes relatives de cette abaque peuvent aussi être calculées avec l'équation 5.4 avec comme variables le nombre de verticales N_{sub} et l'index défini dans la Figure 5.1.

$$u_{nb} = (1.43 \xi - 1.37) N_{sub}^{-0.7} 0.4 p_s \quad (2.42)$$

avec ξ l'index, et p_s le pourcentage de sable dans la concentration.

Sur la base de cet index, le cas du Mékong à Luang Prabang en prenant en compte des jaugeages ADCP réalisés est représenté en rouge sur la Figure 5.1. Avec 3 verticales, 100% de sable dans les échantillons et un index de 1,43, l'incertitude relative calculée est de 25% soit une incertitude élargie de 50% ($k = 2$) pour un niveau de confiance à 95%. En augmentant le nombre de verticales à 15, l'incertitude relative simulée serait de 8%, soit 16% ($k = 2$) pour un niveau de confiance à 95%. La question du nombre de verticales à réaliser pour effectuer un échantillonnage représentatif est beaucoup discutée dans la littérature, dans les manuels de l'Organisation mondiale de la Météorologie ([Starosolsky et Rakoczi, 1981](#); [Long, 1989](#); [Xiaoqing et al., 2003](#)) et dans les normes et protocoles préconisés par les différents pays ([ISO 4890, 1968](#); [ISO 4363, 2002](#)). En général, ils préconisent un grand nombre de verticales ce qui est parfois contre-productif face à la rapidité des événements suivis. Il est nécessaire de trouver un compromis entre un nombre élevé de verticales et une efficacité sur le terrain compatible avec la dynamique hydrologique et les capacités d'analyse des laboratoires. Pour le Rhône à Perrache par exemple, si l'on suit les préconisations de [Long \(1989\)](#), on doit réaliser entre 12 et 15 verticales, soit une chaque 10m, cela multiplie par 4 ou 5 le temps d'intervention soit approximativement 4 à 5 heures de mesure (dans le cas d'une exploration point par point) ce qui n'est pas compatible avec la dynamique des crues qui ont été suivies en 2018 à cet endroit.

Détermination de l'erreur de mesure de la concentration moyenne dans la section

La norme [ISO 4363 \(2002\)](#) propose une approche pour l'évaluation des erreurs de mesure de la concentration moyenne dans la section dans son annexe A (informative). Nous reprenons ici les grands principes de cette approche. Le principe de cette méthode est de comparer l'échantillonneur dont on veut déterminer les erreurs de mesure à un échantillonneur de référence (P-61 ou P-63) et d'effectuer 20 à 30 paires d'échantillons simultanés successifs avec les deux préleveurs placés dans la

même zone dans le cours d'eau. La position des préleveurs doit être échangée à la moitié de la série, la vitesse de l'eau est enregistrée dans la zone durant toute l'expérience. Pour établir l'erreur liée aux fluctuations naturelles de la concentration (Erreur C_I), la norme conseille l'utilisation d'une «nuclear gauge» et de traceurs radioactifs (voir la publication de Courtois (1966) sur le sujet qui décrit de nombreuses campagnes de mesures en France et dans le monde avec ces techniques de traçage radio-actif). La norme indique que des prélèvements distribués, répétés dans la section, sur plusieurs verticales peuvent aussi permettre d'assurer le suivi des fluctuations naturelles. Pour l'erreur C_{II} d'estimation de la concentration moyenne sur la verticale, il faut réaliser 30 verticales dans la partie active de la rivière avec des verticales à 7 points. L'erreur C_{III} sur le nombre de verticales doit comporter 30 jeux de données avec de multiples verticales échantillonnées (20 à 25 pour un cours d'eau de largeur 100 à 300 m de large) avec 2 points par verticales ou une exploration par intégration sur la hauteur. L'erreur sur l'analyse des échantillons est également évoquée et les valeurs sont reprises dans le § 4.2.5. Un exemple d'application du calcul d'incertitude donne une incertitude de 13,3% sur la concentration moyenne dans la section (sans facteur d'élargissement). Le protocole décrit dans cette annexe demande un effort considérable, voir irréaliste, de mesure et d'analyse en laboratoire pour arriver à l'estimation finale. Cependant, certains auteurs comme Dijkman et Milisic (1982) ont tenté ce genre de campagnes de mesures et il serait particulièrement intéressant d'en exploiter les données en suivant les calculs proposés.

2.6.2 Procédure d'Einstein

Plusieurs équipes ont testé la procédure proposée par Einstein (1950), notamment Colby *et al.* (1955) sur la Niobrara River, Hubbell *et al.* (1959) sur la Loup River (Nebraska), le Rio Grande (Nouveau Mexique) Nordin et Dempster (1963). Les données de terrain nécessaires pour appliquer la procédure de calcul d'Einstein sont nombreuses et difficiles à obtenir simultanément dans le cadre d'une campagne de mesures. Pour l'estimation du débit solide, une dizaine de transects sur le tronçon étudié sont nécessaires. Les données expérimentales sont le débit liquide, la pente de la ligne d'eau entre les transects, la température, la granulométrie des sédiments du lit. Pour déterminer le flux de sable en suspension en appliquant les formules d'Einstein (cf. § 2.4.3), plusieurs paramètres sont également nécessaires et les différentes étapes de calcul sont décrites par Einstein (1950) et reprises par plusieurs auteurs dont Graf et Altinakar (1998) et Julien (2010). Elle sont résumées ici :

- Déterminer le nombre de Rouse Ro .
- Calculer le ratio $2d_s/h$ pour chaque classe granulométrique (d_s).
- Déterminer graphiquement les solutions des intégrales d'Einstein (cf. Equations 2.27 et 2.28) à partir des abaques (cf. Figure 2.11).
- Calculer P_E (cf. Equation 2.24).
- Calculer le flux de sédiments en suspension pour chaque classe granulométrique. Ce calcul implique de résoudre la fonction de charriage $i_B q_B$ qui comporte plusieurs paramètres correctifs à déterminer graphiquement et qui nécessite d'autres données expérimentales (granulométrie, rayon hydraulique, pente d'énergie) et calculs intermédiaires.
- Faire la somme des flux des différentes classes granulométriques pour obtenir le flux sur l'étendue granulométrique totale.

Colby *et al.* (1955) soulignent les difficultés à appliquer le protocole de terrain et la procédure de calcul. Il met en évidence les difficultés à mesurer une ligne d'eau simultanée sur le tronçon. Le périmètre et l'aire mouillée sont déterminés en moyennant les données des différentes sections de mesure sur le tronçon, qui doit être suffisamment long pour que la pente d'énergie soit représentative.

2.6.3 Procédure d'Einstein Modifiée (MEP)

La procédure d'Einstein a été améliorée par Colby *et al.* (1955); Hubbell *et al.* (1959) pour déterminer le débit solide sur la base d'un jeu de données simplifié (pour un transect : concentration mesurée par intégration verticale, un échantillon de fond, une mesure du flux liquide). Cette procédure utilise encore la fonction de charriage d'Einstein (1950) ainsi qu'une extrapolation dans les parties non mesurées. Chaque classe granulométrique est traitée indépendamment et un paramètre de Rouse R_o est déterminé empiriquement pour toute l'étendue granulométrique (Colby *et al.*, 1955). Ils modifient la façon d'évaluer la contrainte en fonction du diamètre des grains et de la valeur du paramètre R_o .

La principale amélioration de la MEP est d'utiliser des ajustements de profils théoriques calés sur les mesures pour extrapoler les profils de vitesses et de concentrations dans les parties non mesurées de l'écoulement et de déterminer ainsi la concentration de référence. Les extrapolations sont calculées en utilisant la loi logarithmique pour décrire la distribution des vitesses le long du profil vertical et le profil théorique de Rouse pour les concentrations (Rouse, 1937).

Plusieurs auteurs ont proposé des modifications à la MEP, adaptées aux différentes configurations, comme les rivières à sable, les grands fleuves (Burkham et Dawdy, 1980; Shen et Hung, 1983) ou encore en utilisant des données ponctuelles de concentration plutôt que des intégrations sur la verticale (Ingram *et al.*, 1991). Contrairement à l'échantillonnage intégratif sur la verticale qui ne permet pas une bonne connaissance de la granulométrie, les échantillons ponctuels vont permettre d'avoir une idée des gradients réels de concentration et de taille des particules en suspension. Malgré ces améliorations, la MEP reste très sensible et nécessite une bonne expertise et du temps pour obtenir des résultats cohérents (Sheppard, 1963). Une étude de sensibilité sur la MEP, basée sur des données de cinq sites américains estime des incertitudes de 22 % sur la mesure du flux total, les auteurs précisent que la majorité du flux était constitué de sable en suspension (Burkham et Dawdy, 1980) .

2.6.4 Procédure d'Einstein Modifiée (SEMEPP)

Des études plus récentes de la MEP remettent en question certaines parties de la procédure. En effet, l'approche d'estimation du R_o entraîne des erreurs importantes sur l'estimation des flux (Shah-Fairbank *et al.*, 2011; Shah-Fairbank et Julien, 2015). Par ailleurs le flux de sédiments charrié est divisé arbitrairement par 2 ce qui est remis en cause. La méthode connue sous le nom de SEMEPP (Series Expansion of the Modified Einstein Point Procedure) est issue des travaux de Shah-Fairbank *et al.* (2011) et permet de calculer le débit solide en suspension à partir de points de prélèvements ponctuels dans la section et de données de jaugeage. Les calculs nécessitent de connaître le diamètre d_s des particules constituantes du lit, la vitesse de chute ω , la profondeur h , la vitesse de cisaillement u_* et la profondeur de prélèvement. Les principales étapes de l'approche SEMEPP sont :

- ajuster un profil de concentration sur les mesures pour déterminer la concentration de référence et le nombre de Rouse Ro ,
- ajuster un profil logarithmique sur les mesures de vitesse pour obtenir u_* et la profondeur z_0 à laquelle la vitesse est supposée nulle,
- utiliser l'algorithme de [Guo et Julien \(2004\)](#) pour résoudre les intégrales d'Einstein,
- calculer le débit solide total par l'application de l'équation 2.29.

L'approche de [Shah-Fairbank et al. \(2011\)](#) permet de s'affranchir de la fonction de charriage dans le calcul du flux en suspension et se base sur la granulométrie médiane de la suspension. L'apport principal de [Shah-Fairbank et Julien \(2015\)](#) est de permettre une adaptation de la MEP aux mesures du débit solide par prélèvements ponctuels. L'utilisation d'ajustements de profils théoriques sur les mesures de concentration et de vitesse permet d'estimer les valeurs au-delà de la zone mesurée. L'étude du ratio u_*/ω donne également des indications sur les performances de la méthode à calculer le débit solide. L'une des recommandations de l'étude est de ne pas utiliser la méthode par prélèvement ponctuel dans les eaux peu profondes ($h < 0,5$ m) ou quand le ratio $u_*/\omega < 2$.

2.6.5 Méthodes de la concentration index

Certaines équipes ont essayé de déterminer un point d'échantillonnage ou une verticale de mesure dans la section qui soit la plus représentative de la concentration de sédiments en suspension du cours d'eau. Afin de déterminer plus rapidement le flux de sédiments en suspension.

Méthodes du point unique

- La division hydrologie de l'OFEV (Office Fédéral de l'Environnement) a conçu et réalisé un échantillonneur piloté à distance (cf. Figure 4.9 e) qui permet l'échantillonnage en différents points de la section du cours d'eau à partir d'une trille téléphérique. Les profils de concentration ainsi réalisés ont permis la détermination du point d'échantillonnage le plus représentatif de la concentration des solides en suspension pour 13 stations fédérales d'intérêt national du réseau suisse ([Grasso et al., 2012](#)). Ce point représentatif est prélevé de manière bi-hebdomadaire par un observateur, la position du point de référence est vérifié au moins une fois par an par un jaugeage solide plus détaillé.
- Suivant la même idée de trouver un point représentatif mais à une toute autre échelle, [Santini et al. \(2019\)](#) développent un modèle permettant de déterminer la hauteur optimale de prélèvement dans la zone centrale de l'écoulement à partir d'une étude sur l'Amazone et certains de ses affluents. Cette approche est basée notamment sur le nombre de Rouse et permet de modéliser le rapport entre la concentration moyenne et une concentration témoin.

Méthodes de la verticale unique

- L'USGS a mis en place, sur de nombreux cours d'eau, un protocole avec une verticale unique, explorée avec un préleveur intégratif. Parfois en cas de très bon mélange, la concentration d'une seule verticale sera représentative de la concentration moyenne de la section. Cependant, dans d'autres cas, il sera nécessaire de déterminer un coefficient de correction qui va

pondérer la concentration de la verticale unique en fonction d'une étude statistique préalable des jaugeages solides par exploration complète de la section, qui auront été réalisés auparavant (Porterfield, 1972). Il a été observé sur différents cours d'eau de l'ouest américain une variabilité importante du coefficient pondérateur en fonction de la saison, et de l'origine des crues.

- Dans leur étude sur la composition chimique des sédiments transportés par le Gange, Lupker *et al.* (2011) combinent des vitesses mesurées par ADCP avec des concentrations issues de prélèvements d'une verticale unique correspondant à la partie la plus profonde d'un transect de mesure. Ils extrapolent ensuite les concentrations dans toute la section en utilisant des profils de Rouse et l'évolution de la vitesse de cisaillement calculée le long du transect. Pour le fond, ils utilisent un préleveur à triple échantillon horizontal proche de celui utilisé par Van Veen (1937) (cf. Figure 2.21 b) mais déclenché par contact avec le lit pour échantillonner finement la suspension de fond.

Ces méthodes sont intéressantes pour les gestionnaires et les observateurs car elle peuvent permettre de réduire la durée des interventions de jaugeage solide, la quantité d'échantillons à analyser et ainsi réduire le coût d'exploitation en gardant éventuellement une bonne représentativité de la donnée.

2.7 Conclusion du chapitre

Ce chapitre présente les conditions de la mise en suspension des sables et les différentes stratégies mises en place pour obtenir un échantillonnage représentatif permettant de déterminer le flux. Plusieurs points à développer sont identifiés :

Représentativité des prélèvements et de l'analyse

On a vu que les flux de sable peuvent être très variables dans le temps et l'espace tout comme la taille des particules. Obtenir un échantillonnage permettant d'être représentatif de la quantité de sable présente dans l'écoulement pendant le temps de la mesure est difficile. La diversité des types de préleveurs, leur fonctionnement, le temps d'exposition, entraînent des différences notables sur la représentativité des échantillons. L'étape d'analyse entraîne également des incertitudes importantes. Comme on l'a vu, pour la mesure de la taille des particules, le mesurande n'est pas le même suivant la méthode d'analyse choisie et les intercomparaisons sont parfois difficiles à analyser du fait des technologies différentes qui sont comparées. Pour la mesure des concentrations massiques, on se retrouve face au même problème de définition-même du mesurande. L'absence de possibilité d'étalonnage des préleveurs est un réel problème pour la validation des méthodes de mesure. Les comparaisons entre instruments permettent d'accorder confiance à telle ou telle technique qui a été éprouvée depuis longtemps mais les préleveurs sont souvent testés l'un après l'autre, au même endroit ou côte à côte dans une zone dans laquelle on espère une concentration homogène. Les conditions optimales de comparaison sont rares en période de transport en milieu naturel et sont difficiles à obtenir en laboratoire. L'absence de référence pose le même problème pour les méthodes d'analyse ou pour l'étalonnage des capteurs permettant des suivis en continu (optiques ou acoustiques). Les granulomètres *in situ* offrent de nouvelles possibilités de mesure avec des mesures de granulométrie

et de concentration simultanées d'un même volume d'eau en mouvement (Haun *et al.*, 2015; Verney, 2019). La bouteille de Delft peut également être un outil très intéressant pour la mesure des flux de sable car elle peut permettre de respecter des temps d'exposition plus longs.

Le calcul flux dans la section

Une des difficultés de l'échantillonnage des sédiments en suspension dans les cours d'eau est liée à l'hétérogénéité des distributions de vitesses et des concentrations en sédiments en suspension dans la section transversale (Meade, 1985). Outre la répartition parfois non homogène des particules dans la section (cf. § 1.1.6), une composante importante de l'erreur est liée à l'échantillonnage du sable en suspension, dont la répartition varie dans le temps et l'espace.

Une fois l'échantillonnage et l'analyse réalisés, différentes méthodes de calcul incluant l'intégration dans la section par interpolation des points de mesure, l'extrapolation des zones non mesurées et éventuellement les échanges avec le fond vont être utilisées pour calculer le flux. Le choix de la méthode va également avoir des conséquences sur le résultat. Dans la suite de ce travail, nous allons évaluer le protocole de prélèvement par bouteille horizontale et le modèle de profil vertical exponentiel de concentration. Puis nous étudierons l'intégration spatiale des concentrations en sable en suspension pour déterminer une valeur de jaugeage solide.

3

Protocoles et sites de mesure

«We can not expect, consequently, that in the near future every country will sample or measure in-situ suspended-sediment concentrations with the same type of instruments...and is thus a field where standardization is needed most urgently.»

Ödön Starosolszky et László Rákóczi
(Operational hydrology report (OHR), 16. Measurement of river sediments : prepared by the Rapporteur on Sediment Transport of the Commission for Hydrology, WMO, 1981)

Introduction

Le protocole décrit dans le début de ce chapitre a été adapté lors de plusieurs campagnes de mesures sur des sites variés. Plusieurs campagnes de jaugeages solides ont été menées ces dernières années dans le cadre de différents projets et collaborations. Nous présentons ici quelques caractéristiques de ces sites de mesure sur quatre fleuves : le Colorado, le Mékong, l'Amazone et le Rhône. Le Colorado et surtout le Rhône seront mis en avant car ils ont été l'objet de campagnes de mesures plus intenses. La dernière partie de ce chapitre donne des indices détaillés de la présence de sable sur différents tronçons du Rhône français à travers la présentation et l'interprétation des résultats de différentes campagnes de mesures.

3.1 Protocole de mesure mis en œuvre

3.1.1 Choix des outils

Les prélèvements ponctuels distribués permettent de décrire la variabilité spatiale des concentrations. L'ajustement de profils théoriques nécessite une connaissance de la forme du profil ce qui n'est pas possible avec des préleveurs intégratifs sur la verticale. Par ailleurs, les capteurs ADCP donnent une description fine des champs de vitesse et de la bathymétrie du cours d'eau. La bouteille horizontale et l'ADCP, associés à une procédure de calcul adaptée peuvent permettre de mettre au point une nouvelle approche pour estimer les flux de sable en suspension. Les choix des matériels et de leur déploiement sont issus d'un compromis entre d'un côté, l'optimisation du temps de mesure et du coût d'analyse et de l'autre, la résolution spatiale des prélèvements qui traduit la représentativité de la mesure.

3.1.2 Stratégie de mesure

Issus des premiers développements de préleveurs ponctuels sur la profondeur (cf. § 1.2.1), les bouteilles horizontales ont l'avantage d'être légères et faciles à mettre en œuvre par un opérateur. Le préleveur, moins cher que les préleveurs intégratifs, peut être déployé manuellement par un agent formé. Il est adapté pour des mesures depuis des petites embarcations rapides et maniables mais aussi avec des bateaux plus gros, moyennant quelques adaptations. Il n'est pas nécessaire d'avoir une embarcation équipée d'un treuil pour déployer les bouteilles horizontales de petit volume (~2 l) ce qui les rend plus polyvalentes. Le principal inconvénient de la bouteille horizontale est que l'échantillonnage instantané ne permet pas la prise en compte des fluctuations rapides de la concentration, qui sont observées en période de transport (Gitto *et al.*, 2017). Ces préleveurs sont utilisés sur différents grands cours d'eau du monde (cf. § 2.5.5). Ils peuvent être équipés d'un capteur de pression autonome réglé à un pas de temps d'acquisition rapide (0.5 à 1 seconde). L'enregistrement du capteur permet ensuite de vérifier que la profondeur de consigne lue sur le câble support gradué correspond bien à la profondeur atteinte par le préleveur.

Effectuer un jaugeage ADCP nécessite un opérateur et un pilote formés au jaugeage. Le jaugeage consiste en une série de transects de mesure successifs, typiquement six (Le Coz *et al.*, 2008). Après post-traitement, la valeur de débit sera la moyenne des débits des transects mesurés. L'utilisation des données haute résolution de ces six transects pour calculer la répartition du flux de sable dans

la section permet une certaine prise en compte des fluctuations de vitesse dans la section pendant le temps de la mesure. L'ADCP est mis en œuvre dans les règles de l'art. Sans oublier les vérifications du système et une calibration-compass, le couplage de l'ADCP avec un GPS est préférable, surtout en cas de crue ou de suspicion de mobilité du lit. Un jaugeage est effectué si possible avant et après les séquences de prélèvement, tout comme la lecture échelle si une station hydrométrique est à proximité. Lors du premier jaugeage, l'opérateur ADCP réalise un examen de la section pour ajuster le plan de prélèvement.

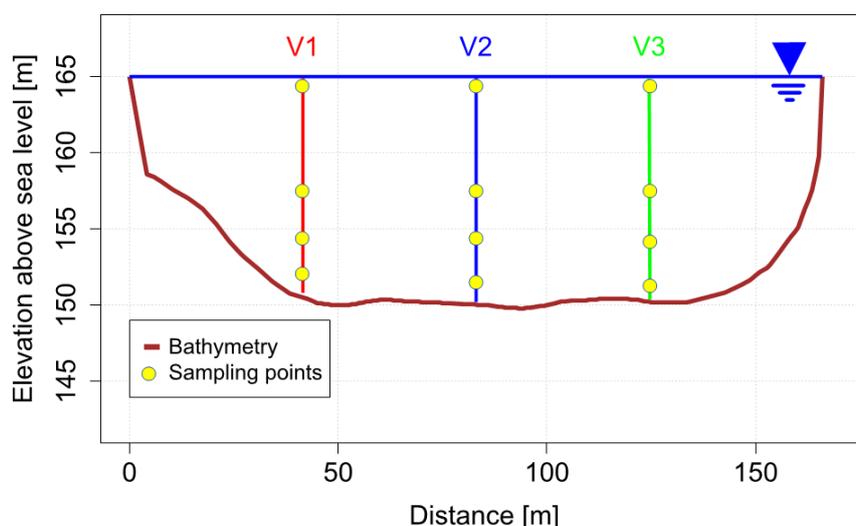


FIGURE 3.1. Répartition des verticales et des points de prélèvement sur la section.

La section de mesure est choisie idéalement avec les mêmes recommandations que pour un jaugeage liquide (ISO 748, 2009). Le tronçon de cours d'eau doit être rectiligne avec aucun affluent proche en amont qui puisse affecter le mélange des sédiments dans la section. La norme ISO 4363 (2002) recommande d'explorer au minimum cinq verticales pour un cours d'eau d'une largeur de 300 m et sept verticales pour des largeurs supérieures. Le protocole qui a été testé dans ce travail consiste à explorer trois verticales espacées de la même distance. La norme ISO 4363 (2002) prévoit des calculs de pondération des concentrations par les vitesses, pour des verticales avec un à cinq points par verticales. La position des points est définie aux mêmes proportions de hauteur que lors du choix des points de mesure des vitesses pour l'exploration des champs de vitesses au courantomètre. Afin de faire une mesure du débit de sable en suspension et pour pouvoir mieux décrire les profils de concentration au-delà de la partie mesurée, il semble important de mieux décrire la partie basse de l'écoulement. Dans notre protocole, quatre prélèvements sont réalisés par verticale aux profondeurs (depuis le fond) de 0,1h, 0,25h, 0,5h et en surface (cf. Figure 3.1) donc avec une description plus fine de la moitié basse de la verticale. Il peut être utile de faire un prélèvement de fond à l'aide d'une benne Eckman ou d'un préleveur de type BM (préleveur de fond) au droit de chaque verticale, pour connaître la nature des sédiments du fond.

Le temps de déploiement va dépendre principalement du nombre d'échantillons à effectuer mais aussi de la facilité de repositionnement du bateau et du temps de transfert des échantillons dans

des façons de transport. Le repositionnement du bateau peut être grandement facilité par l'utilisation d'une «tagline» tendue au-dessus du transect avec des fanions ou d'un GPS avec affichage permettant de repérer la position des verticales. La durée de mesure d'une verticale de prélèvements avec une bouteille horizontale va être plus longue qu'une intégration verticale. Sur le temps total de l'exploration de la section, la durée de mesure de trois verticales à la bouteille horizontale est équivalente à la durée de mesure de cinq verticales par intégration sur la verticale en suivant la procédure de l'USGS. Deux opérateurs expérimentés peuvent effectuer un jaugeage solide associant mesures ADCP et prélèvements à la bouteille horizontale, cependant l'équipe optimale comporte un pilote, un opérateur ADCP et un opérateur échantillonneur qui sera aide-marinier lors des approches en berge.

Les étapes listées ici résument les différentes phases de la procédure de jaugeage solide depuis une embarcation légère.

- Lors du jaugeage préalable à l'ADCP, repérer les verticales et profondeurs à explorer.
- Positionnement de l'embarcation sur la première verticale de prélèvement (on peut utiliser pour cela un GPS ou une «tag line»), l'opérateur ADCP peut guider le pilote et vérifier la distance parcourue depuis la berge et la profondeur lorsque la verticale cible est atteinte.
- Faire un enregistrement ADCP stationnaire de 3 min sur chaque verticale avant d'échantillonner.
- Se mettre ensuite en place en amont du transect de mesure dans l'axe de verticale cible.
- Préparer la longueur de câble correspondante à la consigne de profondeur du prélèvement.
- Avant de laisser descendre le préleveur, mettre le moteur du bateau au point mort et se laisser dériver.
- La bouteille est mise à l'eau lorsque la vitesse du bateau est équivalente à la vitesse du courant, de préférence à l'amont du bateau.
- La dérive du bateau va permettre au câble porteur de se trouver à la verticale quelques instants, c'est à ce moment-là que le messenger doit être envoyé pour fermer le préleveur (cf. Figure 3.2).
- Lors de l'impact du messenger, l'opérateur ADCP devra noter le n° d'ensemble ADCP correspondant ainsi que le n° de l'échantillon, la profondeur cible et l'heure.
- Il est nécessaire de faire un essai pour estimer la distance de dérive (cette distance va dépendre du bateau utilisé et de la vitesse du courant)
- En cas d'impact du préleveur au fond, renouveler l'opération.

Le transfert de l'échantillon peut être une phase délicate suivant les conditions de navigation :

- A l'aide de l'entonnoir, transférer la totalité du contenu du préleveur dans le flacon adapté au volume de prélèvement et préalablement numéroté.
- Observer l'intérieur du préleveur et la base de l'entonnoir : en cas de présence de sable visible, aider les particules à rentrer dans le flacon en réutilisant l'eau du flacon reprise avec un petit récipient (consigner cette opération sur la fiche de terrain). On peut aussi utiliser de faibles quantités d'eau distillée pour aider les particules de sable. L'apport de ces quelques ml est négligeable dans le calcul final.

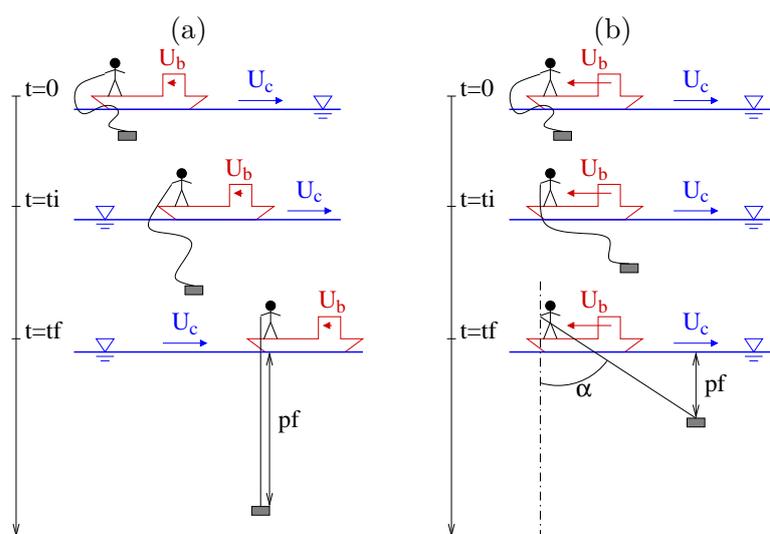


FIGURE 3.2. Protocole de prélèvement avec une bouteille horizontale (a : correct ; b : incorrect) (Dramais *et al.*, 2015).

En fin de campagne, vérifier la présence de tous les échantillons marqués sur la fiche de terrain. De retour au laboratoire, les stocker à l’abri de la lumière ou en chambre froide en attendant l’analyse. Exporter et sauvegarder les données, les photos et fiches de terrain.

Ce protocole a l’avantage d’être facile à mettre en place avec un minimum de matériel et de personnel. Il décrit mieux la partie basse de l’écoulement. D’autres données de l’ADCP pourraient également guider le choix de la position de l’échantillonnage comme la distribution spatiale du backscatter. Elle pourrait permettre de détecter le transport de sable et ainsi de placer les verticales en fonction, en essayant de centrer sur des zones de concentration/profondeur/vitesse relativement homogènes. Par ailleurs, l’exploitation de la détection du fond mobile pourrait être reliée à la forme du profil de vitesse. L’utilisation de plusieurs fréquences pour cette détection associés à des prélèvements pourrait peut être permettre de mieux appréhender ce phénomène.

3.1.3 L’analyse des échantillons

Le protocole d’analyse des concentrations en MES et sable utilisé dans la plupart des campagnes de mesures de cette étude est l’option C de la norme [ASTM D3977 \(2007\)](#) avec séparation physique par tamisage des particules $> 63 \mu\text{m}$ que l’on appellera aussi parfois méthode par fractionnement dans la suite de ce travail. Pour les échantillons de la campagne sur le Mékong en 2013 (Dramais *et al.*, 2015) et les campagnes sur le Rhône antérieures à 2018 (cf. Chapitre 6.1), la détermination des concentrations en sable était effectuée numériquement avec la méthode de démodulation des distributions granulométriques (cf. § 2.1.2). Une comparaison des normes en vigueur sur une série d’échantillons chargés est présentée dans le chapitre 4. La mesure de la distribution des tailles de particules a ensuite été réalisée sur différents granulomètres laser suivant les campagnes, les projets et la disponibilité des instruments (cf. § 2.5.7.3).

3.2 Sites de mesure

3.2.1 Colorado

Fleuve emblématique de l'Ouest américain, le Colorado s'étend depuis les montagnes Rocheuses, traverse les canyons désertiques du sud de l'Utah et de l'Arizona puis longe le Nevada et la Californie pour se jeter dans son golfe, au Mexique, après avoir parcouru environ 2 330 km. Son bassin versant de 640 000 km² est très aride. La précipitation moyenne annuelle est de 164 mm/an, avec des valeurs de près de 1 000 mm/an dans certaines zones des montagnes Rocheuses jusqu'à 15 mm/an près de la frontière mexicaine. La partie montagneuse reçoit des précipitations neigeuses pendant l'hiver, quant à la partie basse du bassin, elle subit en été les tempêtes de la mousson nord-américaine, intenses, mais peu fréquentes (Benke et Cushing, 2011).

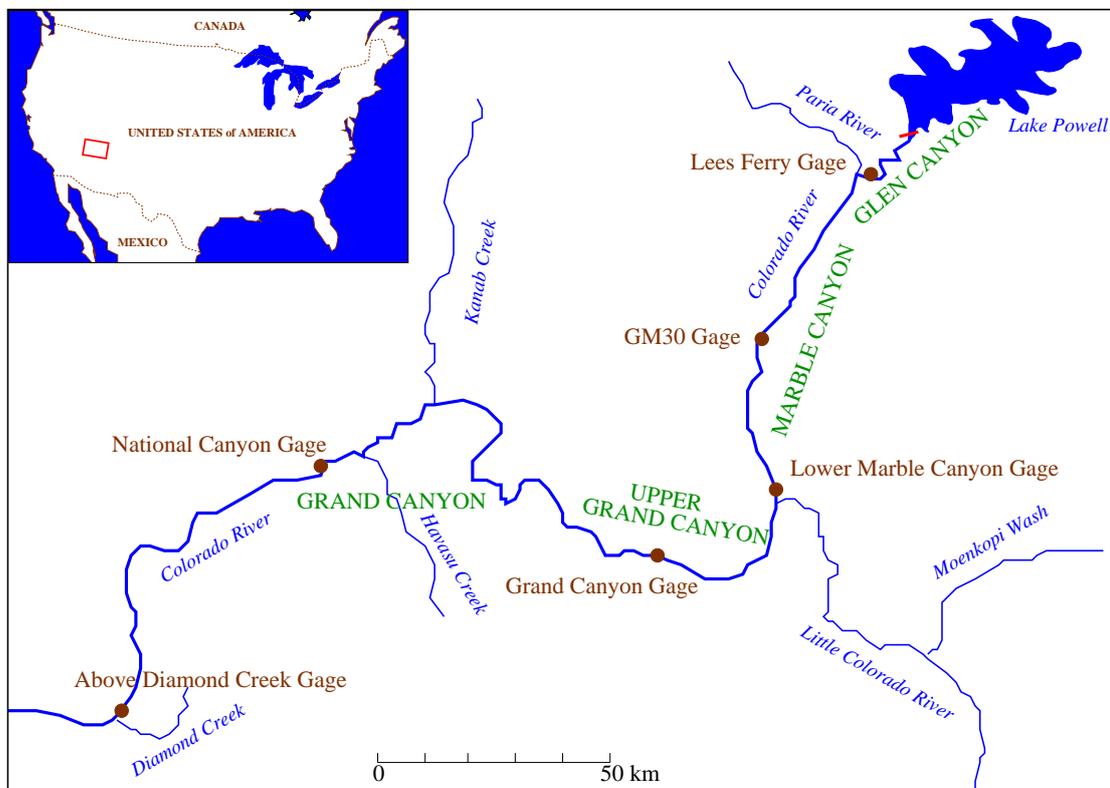


FIGURE 3.3. Carte de la zone d'étude sur le Colorado (carte : B. Camenen).

Les flux solides sont suivis sur le Colorado depuis les années 1920, une politique de jaugeages solides réguliers a permis l'estimation de bilans de volume de sable (Howard, 1947; Topping *et al.*, 2000). Depuis mars 1963, le barrage du Glen Canyon régule les débits du Colorado, il a stoppé 94% des apports de sable et la régulation du transport solide est donc devenue un problème pris en compte en aval pour maintenir les plages de sable et les habitats écologiques, dans le Grand Canyon notamment. 57 Mt/an de sédiments en suspension ont été stockés dans le lac Powell depuis la fermeture du barrage (estimation basée sur les jaugeages solides de Lee's Ferry gage dans la période pré-barrage) (Topping *et al.*, 2000). Le High Flow Event (HFE) annuel permet aux gestionnaires du barrage d'injecter de l'eau claire pour remobiliser le sable dans le Grand Canyon afin de recharger

les plages et répartir les apports des différents affluents (Paria River, Little Colorado).



FIGURE 3.4. Dispositif de déploiement des préleveurs intégratifs sur le Colorado en 2019.

Pour ce travail, des mesures sur quatre stations de mesure ont été réalisées et exploitées (cf. Tableau 3.1 et Figures 3.4 et 3.5). Les mesures ont été effectuées durant l'expédition hivernale de l'équipe du GCMRC (Grand Canyon Monitoring and Research Center) de l'USGS et trois autres campagnes, qui ont eu lieu à Diamond Creek (cf. Figure 3.3) en aval du Grand Canyon.



FIGURE 3.5. Rafting principal de l'USGS au départ de Lee's Ferry pour l'expédition hivernale sur le Colorado (a). Vedette de mesures hydro-sédimentaires du GCMRC en février 2019 en aval de la confluence avec le Little Colorado (b).

Deux campagnes de mesures ont été effectuées à Diamond Creek sur le Colorado afin de comparer la bouteille horizontale et le préleveur P-61 en décembre 2018 et avril 2019. La même section de mesure a été explorée successivement avec des préleveurs P-61 et D-96 déployés depuis une nacelle téléphérique (cf. Figure 3.6 a) puis avec la bouteille horizontale déployée depuis une barque de mesure (cf. Figure 3.6 b).



FIGURE 3.6. Déploiement d'un préleveur D-96 depuis la trille téléphérique de Diamond Creek sur le Colorado en décembre 2018 (a). Déploiement de la bouteille horizontale depuis une barque de mesure Diamond Creek sur le Colorado en avril 2019 (b).

Une collaboration avec l'équipe du GCMRC (USGS) à Flagstaff en Arizona a permis d'effectuer plusieurs campagnes de mesures sur le Colorado (cf. Tableau 3.1) pour comparer les méthodes de prélèvement en 2018-2019. Ces campagnes de mesures et cette collaboration ont été très riches d'enseignements pour mener à bien ce travail.

Site de mesure	Description	Code station	Date
River Mile 30	Près du river mile 30	09383050	16/02/2019
River Mile 61	En amont du Little Colorado près de Desert View	09383100	19/02/2019
River Mile 87	Station du Grand Canyon	09402500	20/02/2019
River Mile 225	Station de Diamond Creek	09404200	19/12/2018 25/02/2019 01/04/2019

TABLE 3.1. Localisation des campagnes de mesures sur le Colorado en 2019.

3.2.2 Mékong

Le Mékong, 11^{ème} fleuve du monde en terme de longueur, 8^{ème} pour le débit, prend sa source au Tibet. Le Mékong draine le long de ses 4 800 km un bassin de 795 000 km². La géologie du bassin est très diverse, avec des montagnes au nord et le long de la rive est de la rivière, le plateau de Korat occupe ensuite la partie centrale et ouest et enfin le delta du Mékong est une vaste étendue de plaines inondables (Bravard *et al.*, 2013) (cf. Figure 3.7). Cette diversité amène une variabilité de climats depuis les conditions montagneuses en amont avec des périodes de fonte du manteau neigeux, aux conditions tropicales des zones centrales jusqu'au delta. Le bassin est arrosé des précipitations moyennes annuelles de l'ordre de 2 000 à 4 000 mm/an dans ses parties nord et est ensuite les valeurs diminuent jusqu'à 1 000 mm/an dans la partie basse du fleuve (Walling, 2008). 85 à 90% de la pluie annuelle survient pendant la mousson entre juin et octobre (Gupta, 2007). Avec 1 300 espèces de poissons recensés, le Mékong, après l'Amazone, offre la biodiversité aquatique la plus importante du monde (Eyler, 2019).

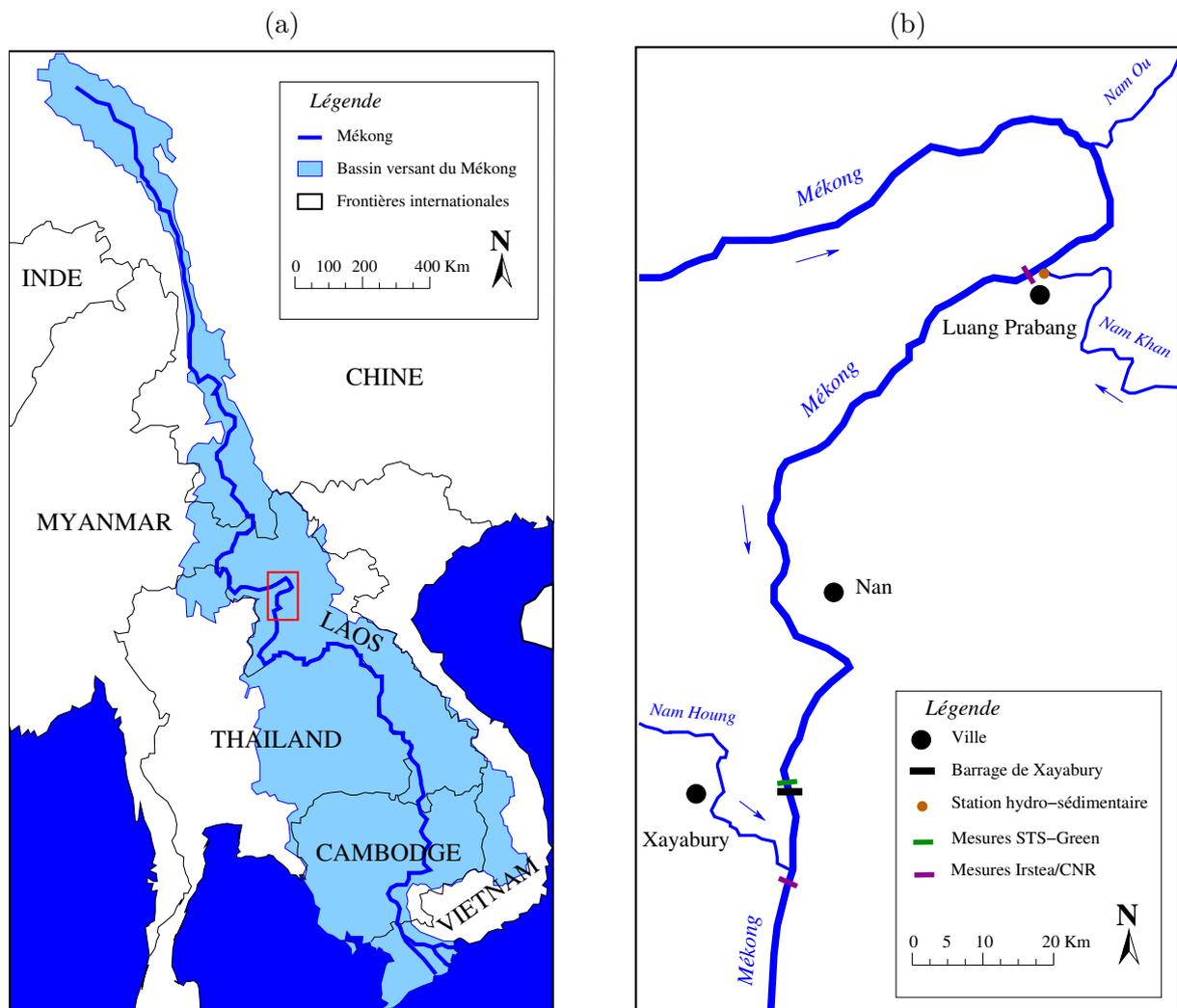


FIGURE 3.7. Carte de la zone d'étude sur le Mékong (a). Détail de la zone d'étude (b) (cartes : B. Camenen).

Le débit solide annuel est estimé à 160 Mt/an (Milliman et Syvitski, 1992). Bien que très peu de données soient disponibles en terme de transport de sédiment (Kummu et Varis, 2007), une part importante du flux de sédiments serait constituée de sable et graviers (Plinston et He, 2000). Le *et al.* (2020), dans une étude sur constitution des sédiments en suspension sur différents sites, étudient la granulométrie et la floculation des particules. Ils confirment la prédominance du sable en suspension à Luang-Prabang lors de leurs campagnes de mesures. En effet, dans le nord du Laos, de grandes quantités de sédiments transitent et alimentent de nombreux bancs de sable. Ce sable est dragué et exploité à des fins commerciales, le volume annuel de sable et de gravier extrait, excèderait le volume de sable et de gravier transporté par le fleuve (Bravard *et al.*, 2014). Ces volumes de sédiments qui ne transitent plus mettent en danger le troisième plus grand delta au monde (Jordan *et al.*, 2019). Le delta du Mékong abrite une population de près de 18 millions d'habitants. Fleuve nourricier, il est considéré comme crucial pour la sécurité alimentaire de 60 millions de personnes, notamment en terme de production de riz et de poisson. L'étude de Loisel *et al.* (2014) a mis en évidence une diminution de 50% de la concentration de ses sédiments en suspension entre 2002 et 2012. Cette diminution peut être attribuée à la modification des apports solides du Mékong en grande partie conditionnés par les activités humaines de type construction de barrage et extraction de sable à une échelle industrielle.



FIGURE 3.8. Déploiement de la bouteille horizontale à Luang Prabang en 2013.

La MRC (Mekong River Commission) est une commission internationale chargée de promouvoir et de coordonner la gestion et l'exploitation des eaux et des ressources associées du Mékong. La MRC a lancé des actions pour le suivi du transport solide, un programme et des recommandations ont été émis (Koehnken, 2012). Des campagnes de mesures par prélèvement en crue sur plusieurs stations le long du Mékong ont mis en évidence la présence de sable en suspension (Dramais *et al.*, 2013, 2015) pendant la mousson (Figures 3.9 a et b). La campagne de mesures exploitée à Luang Prabang dans la suite de ce travail est issue de ces études. La première campagne en 2012 en collaboration avec le Cerege et l'université d'Ottawa a permis la mesure de sable en suspension le long du Mékong pendant la mousson. Des mesures ont été réalisées à Kratie au Cambodge, Khong Chiam en Thaïlande et Luang Prabang au Laos avec les équipes d'hydrométrie locales, financées par

la MRC et le WWF. Ces campagnes ont permis le déploiement d'un Aquascat, d'ADCP, de bouteilles horizontales et de préleveurs Helley-Smith. En 2013, dans le cadre d'une étude pour le gouvernement du Laos sur l'encadrement du projet de barrage de Xayaburry, la CNR finançait une campagne de mesures pour évaluer les flux de sable dans les secteurs de Luang Prabang et Xayaburry. Lors de cette campagne du sable en suspension a aussi été mesuré à l'aide d'ADCP à plusieurs fréquences et de différents préleveurs (Bouteille de Delft, bouteille horizontale, Helley-Smith)(cf. Figure 3.8). L'un des objectifs de cette seconde mission était de fournir des connaissances pour caractériser la répartition de la charge sédimentaire du tronçon, afin d'aider au dimensionnement de l'ouvrage et permettre le transit sédimentaire.



FIGURE 3.9. Déploiement d'un préleveur Helley-Smith sur le Mékong à Luang Prabang en 2013 (a). Bateau de mesures hydro-sédimentaires de la MRC à Kratie en 2012 (b).

3.2.3 Amazone

L'Amazone a un débit moyen de $206\,000\text{ m}^3/\text{s}$ qui correspondrait à 17% des apports continentaux en eau douce de la planète (Callède *et al.*, 2010). Le bassin amazonien a une surface de plus de $6\,000\,000\text{ km}^2$ (cf. Figures 3.11). Ce qui en fait, de loin, le plus gros fleuve du monde en terme de débit. Les principaux cours d'eaux du bassin sont le Rio Negro, le Solimões et le Madeira. Les pluies saisonnières entraînent une crue débordante de plusieurs mois. De part ses dimensions extraordinaires, ce bassin comporte une très grande variabilité de climats, de géologie, qui en font un système très complexe, qui subit également une pression anthropique grandissante (Walling, 2006). La pluviométrie moyenne sur le bassin est estimée de $2\,000$ à $2\,200\text{ mm}/\text{an}$ mais s'étirant de part et d'autre de l'équateur, le régime des précipitations est caractérisé par une importante variabilité spatio-temporelle (Santini *et al.*, 2019).



FIGURE 3.10. Carte de la zone d'étude sur l'Amazonie avec les stations de mesure hydro-sédimentaire du programme HyBAM (carte : B. Camenen).

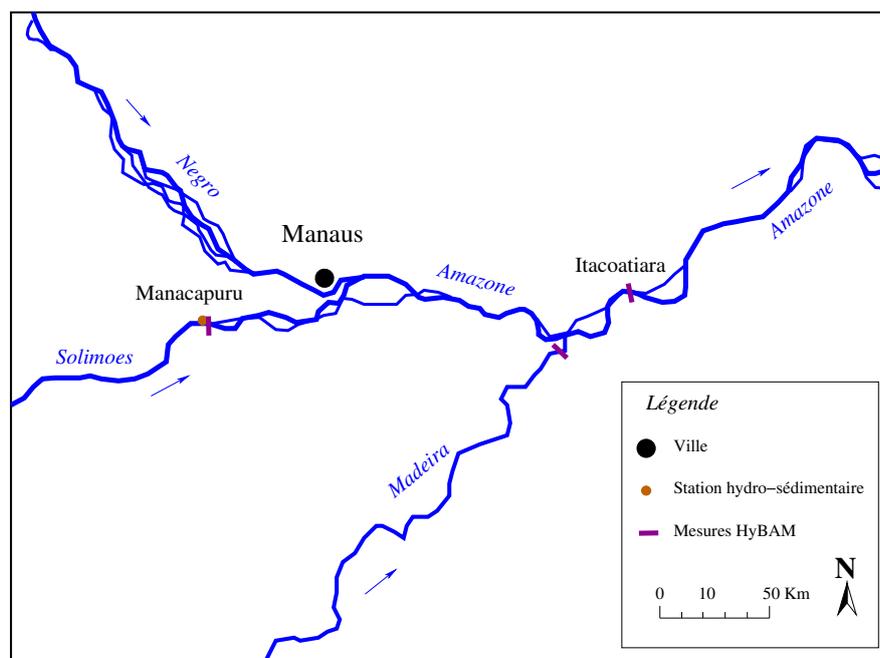


FIGURE 3.11. Détail de la zone d'étude sur l'Amazonie (carte : B. Camenen).

Les premières mesures de flux solide sur l'Amazonie ont été réalisées à la fin des années 1960 par l'USGS avec un préleveur ponctuel (Oltman, 1968). Un réseau de suivi régulier a été mis en place par la suite par le gouvernement brésilien. Ainsi, la station hydrométrique de Manacapuru est exploitée depuis plus de 40 ans. A Manacapuru, le débit moyen annuel est d'environ 103 000 m³/s (Filizola *et al.*, 2009). Le programme de suivi de long terme HyBAm (HYdrogéochimie du Bassin AMazonien - Geodynamical, hydrological and biogeochemical control of erosion, alteration and material transport in the Amazon Basin) fait suite à deux autres programmes en place depuis les années 1980. Il a permis d'estimer de plus en plus finement les transferts de sédiments le long de ce bassin versant hors normes.



FIGURE 3.12. Récupération d'un échantillon du préleveur Callède en 2014.

Le bilan moyen annuel du transport solide a été estimé la première fois par Meade (1985) entre 1 100 et 1 300 Mt/an. Ces travaux mettent aussi en évidence des phénomènes de stockage et de remobilisation de grandes quantités de sédiments.

Dans ce travail, nous exploitons un jaugeage solide réalisé à Manacapuru en amont de la confluence avec le Rio Negro. La campagne a été réalisée avec un navire aménagé pour des mesures hydrographiques avec un ADCP, un préleveur ponctuel horizontal de 7 litres et un laboratoire de filtration embarqué (cf. Figure 3.13 et Figure 3.12). Le protocole utilisé sur l'Amazonie est très proche du protocole défini au début de ce chapitre et il est pratiqué depuis plusieurs années par les équipes de l'IRD et du programme HyBAm.

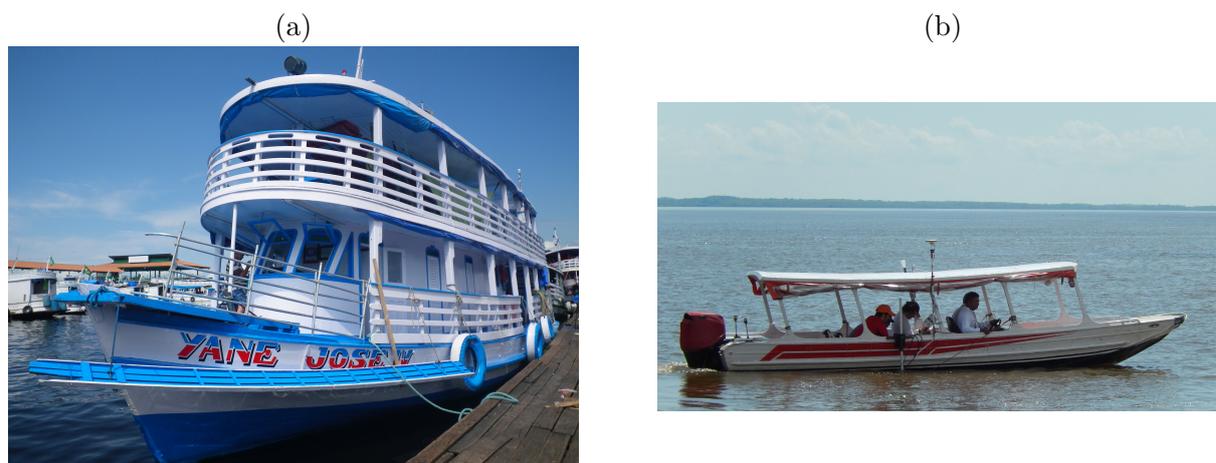


FIGURE 3.13. Navire de mesures hydro-sédimentaires affrété par l'ANA (Agence Nationale de l'Eau Brésilienne) sur l'Amazone en 2014 (a), déploiement d'un ADCP avec une annexe du bateau principal (b).

3.2.4 Rhône

Avec un débit moyen de $1\,700\text{ m}^3/\text{s}$ et un bassin versant de $95\,500\text{ km}^2$ ($20\,300\text{ km}^2$ à Lyon Perrache), le Rhône est l'un des principaux fleuves européens. Il est classé 48^{ème} fleuve mondial en terme de débit (Bravard et Clémens, 2008). Il prend sa source en Suisse, dans le massif du Saint Gothard, traverse le lac Léman et parcourt 812 km, dont 522 km en France avant de se jeter dans la mer Méditerranée. Le bassin versant du Rhône se distingue par une grande hétérogénéité géologique et climatique. La pluviométrie du bassin du Rhône est extrêmement variable entre 2 000 mm/an dans certains secteurs montagneux et 500 mm/an dans les zones les plus sèches en Provence. Le Rhône peut être divisé en cinq entités hydrographiques aux reliefs et aux climats distincts (Bravard et Clémens, 2008) : le Rhône Alpestre de sa source au Léman est un torrent à pente moyenne forte (0,9%) ; le Haut Rhône français jusqu'à la confluence avec la Saône (pente moyenne 0,1%) ; le Rhône moyen jusqu'à l'Isère où la pente s'abaisse à 0,05% ; le Rhône inférieur jusqu'à l'amont du delta (pente moyenne de 0,06%) ; et enfin le delta (cf. Figure 1.6) où la pente devient très faible (0,004%) et où le Rhône se sépare en deux bras principaux avant de rejoindre la Méditerranée.

Le régime hydrologique du Rhône est influencé par la fonte des neiges à l'amont, par la pluie et par des événements hydrologiques de type cévenols à l'aval (Pardé, 1951). Bethemont (1998) distingue quatre types de crues sur le Rhône :

- Les crues océaniques hivernales qui sont produites par des pluies abondantes tombant sur la partie du bassin située au nord de Montélimar.
- Les crues cévenols qui résultent des pluies intenses d'origine méditerranéenne, affectant plutôt le sud du bassin, remontant plus rarement jusqu'au sud de Lyon.
- Les crues méditerranéennes extensives, qui surviennent le plus souvent à l'automne. Elles sont en quelque sorte une conjonction des pluies océaniques et méditerranéennes.
- Enfin, les crues générales, conjonction des trois précédentes, qui se sont produites par exemple en 1840 et 1856.

Le Rhône a été bouleversé depuis la fin du XIX^e siècle par les activités humaines. Bravard (1987) décrit les évolutions géomorphologiques du Haut Rhône avant l'aménagement du fleuve, un cours d'eau tressé, fougueux avec une charge de fond importante. Puis il décrit l'évolution des activités

humaines pour dompter le fleuve, défendre Lyon contre les crues, permettre la navigation et la production d'énergie. Parmi les grands bouleversements, on peut citer des extractions massives de granulats, la restauration des terrains montagnards dans les bassins versants, la mise en place de casiers Girardon qui vont façonner un chenal navigable plus sûr, puis les barrages qui, dès 1899 (barrage de Jons et usine de Cusset), vont durablement modifier le fonctionnement hydro-sédimentaire du fleuve. La mise en service du barrage de Génissiat en 1948 marque le début d'une longue série de constructions. La CNR exploite aujourd'hui 19 centrales hydro-électriques sur le Rhône (cf. Figure 3.14). Certains sous-bassins majeurs du Rhône (Saône, Ain, Isère, Durance) ont été également aménagés, ce qui a contribué à perturber la continuité du transit sédimentaire. Pont (1997) dénombre 67 barrages sur le bassin versant. Après ces grands aménagements sur le fleuve et ses affluents, les phénomènes de sédimentation dans les retenues et d'exhaussement des marges boisées par accumulation des sédiments non repris par les écoulements de crue sont devenus prédominants (Sogreah, 2000a).



FIGURE 3.14. Le Rhône depuis le lac Lemman jusqu'à la mer, avec ses affluents, son réseau hydrométrique et hydroélectrique principal (Dugué *et al.*, 2015).

Si le débit du Rhône est mesuré depuis longtemps en continu, le transport solide n'a pas été l'objet d'un suivi aussi régulier et organisé. Le Plan Rhône a permis de financer des études, de rassembler les connaissances et de décrire le fonctionnement hydrosédimentaire du fleuve. Aujourd'hui l'OSR, permet de coordonner les efforts de recherche et les enjeux environnementaux et industriels liés aux sédiments du Rhône. L'OSR a tissé un réseau de stations turbidimétriques et de sites de prélèvement pour évaluer les flux de MES et de polluants associés. Si on s'accorde à dire que le Rhône constitue l'apport principal de matières solides à la Méditerranée (UNEP/MAP/MED, 2003), les estimations des apports annuels de particules fines ($\approx < 63 \mu\text{m}$) sont très variables (cf. Tableau 3.2).

Période	Bilan [Mt/an]	Auteur
1809-1837	27	Surell (1847)
Début du xx ^e siècle	25 à 30	Pardé (1925)
1961-1996	6.8 à 11.8	Antonelli (2002)
1967-1993	7.4	Pont <i>et al.</i> (2002)
2000-2012	19.5	Zebracki <i>et al.</i> (2015)
1977-2013	8.4	Sadaoui <i>et al.</i> (2016)
2000-2016	6.6	Poulier <i>et al.</i> (2019)

TABLE 3.2. Quelques estimations des bilans de flux de MES sur le Rhône à Beaucaire.

Cette variabilité s'explique par l'utilisation de différentes méthodes de calcul, d'analyses, de reconstruction des chroniques et par la prise en compte de séries de mesures aux résolutions et incertitudes différentes. Si on revient aux estimations de la période pré-barrage, les estimations de Surell (1847) ou Pardé (1925) sont beaucoup plus fortes que les estimations post-aménagement, sachant que les estimations anciennes prennent en compte le sable dans les analyses de la suspension. Dans les estimations récentes sur le Rhône, le sable en suspension n'est pas pris en compte spécifiquement. Dans la plupart des cas, il est considéré comme négligeable en quantité et aucune séparation n'est réalisée lors des analyses.

Pourtant, les différentes typologies de crues plus ou moins érosives et la géologie des bassins des affluents du Rhône vont entraîner une grande variabilité de réactions en terme de transport solide sur le Rhône. L'étude de Sogreah (2000c) dans le cadre de l'Etude Globale Rhône indiquait que les concentrations pouvaient varier de 1 à 100 d'une crue à l'autre pour un même débit, cette variabilité peut s'expliquer par différents facteurs et notamment en fonction des apports de particules plus grosses comme le sable. Suite à une réflexion initiée en 2013 entre CNR, EDF, l'OSR et la DREAL sur le suivi de l'ensablement de la confluence Isère-Rhône, le besoin d'un suivi des flux de sable a émergé. Depuis, dans le programme OSR4 (2015-2017) le transport de sable est devenu l'un des axes de recherche financé de l'OSR avec l'objectif d'avoir une vision intégrée du sable à l'échelle du bassin versant.

3.2.4.1 Particularités du Rhône et de certains de ses affluents

Dans cette partie, nous allons décrire quelques particularités de sites du bassin du Rhône qui ont fait l'objet de campagnes de mesures ces dernières années dans le cadre de l'OSR et des partenariats de INRAE avec la CNR et EDF notamment. Les équipes de terrain de INRAE et du CACOH (CNR) ont permis l'acquisition des données (cf. Figure 3.27 a et b) et peuvent intervenir *in-situ* dans la plupart des situations. Les données exploitées par la suite, sont issues de mesures coordonnées entre INRAE et CNR. Les données de ces campagnes de mesures sont exploitées à différents niveaux de détail dans les chapitres suivants. Certains sites potentiellement importants au niveau du transport du sable comme la Durance ou la Saône ne sont pas évoqués, car aucune campagne dédiée sur ces cours d'eau n'a été réalisée dans ce travail. Mais ils sont potentiellement des contributeurs non négligeables. Henry et Gemaehling (1958) présentent les évolutions du lit et les les situations de certains affluents lors de l'aménagement du Rhône.

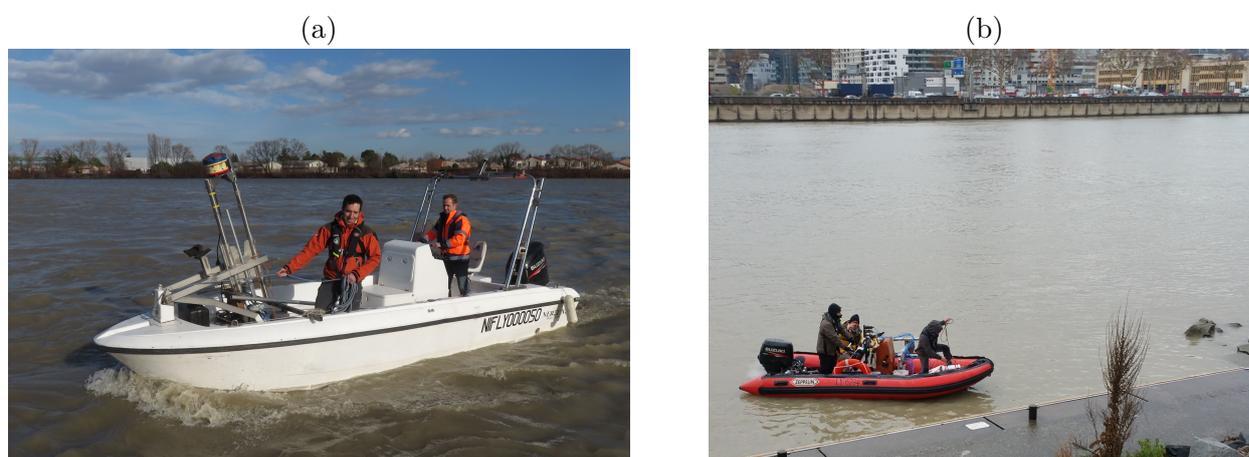


FIGURE 3.15. Vedette de mesures de la CNR sur le Rhône en amont de la confluence avec l'Isère en janvier 2018 (Photo A. Vergne - INRAE) (a). Campagne de mesures hydro-sédimentaires sur le Rhône à Perrache en janvier 2018 (b).

Ce sont ces campagnes (cf. Tableau 3.3) qui ont permis de mettre en évidence la présence de sable en suspension sur différents secteurs du Rhône en période de hautes eaux. Plusieurs cours d'eau contribuent à la recharge en sable sur le Rhône : l'Arve, l'Ain, l'Isère sont clairement identifiés. D'autres n'ont pas encore fait l'objet de suivi spécifique du sable en suspension mais contribuent également dans différentes proportions suivant les événements hydrologiques.

Sites de mesure	Date	Objectif - Moyens déployés
Ripes	mai 2016	Suivi des flux entrants dans Génissiat (ADCP et préleveur OFEV depuis une trille téléphérique)
Bognes	mai 2016	Suivi des flux sortants de Génissiat (ADCP et préleveur P72 depuis une trille téléphérique)
Champagneux	mai 2016	Suivi des flux par jaugeage solide (ADCP, Aquascat et bouteille horizontale depuis un bateau)
Lyon	2017-2020	Neuf jaugeages solides (ADCP et bouteille horizontale depuis un bateau)
Bourg-les-Valences	mai 2015	Exploration des concentrations et débits de l'Isère et du Rhône (ADCP, Aquascat et bouteille horizontale depuis un bateau)
Bourg-les-Valences	janvier 2018	Exploration des concentrations et débits de l'Isère et du Rhône (ADCP et bouteille horizontale depuis un bateau)
Port-Saint-Louis	novembre 2016	Exploration des concentrations et débits du Rhône (ADCP et bouteille horizontale depuis un bateau)

TABLE 3.3. Campagnes de mesures réalisées sur le bassin du Rhône qui ont été exploitées dans ce travail.

La rencontre de L'Arve et du Rhône

Située à 4,5 km en amont de la “Jonction” avec le Rhône (cf. Figure 3.16 a), la station hydro-sédimentaire du “Bout du Monde” sur l'Arve est exploitée par l'OFEV (station 2170). L'Arve est le principal pourvoyeur de sédiments du Haut Rhône (Launay *et al.*, 2019a), c'est une rivière alpine au régime nival (Bravard, 1987). Des extractions de matériaux ont longtemps eu lieu sur l'Arve, provoquant une diminution importante des apports de sédiments grossiers. Les graviers charriés par l'Arve sont actuellement déposés en grande partie dans le cours d'eau en amont de Genève; une large partie des sédiments en suspension de l'Arve, en particulier des sables, se déposent dans les retenues de Verbois et Chancy Pougny sur le Rhône (Loizeau et Wildi, 2007). Ces dépôts entraînent une hausse de la ligne d'eau et une menace potentielle d'aggravation des inondations des bas quartiers de Genève.



FIGURE 3.16. Confluence de l'Arve et du Rhône pendant une crue de l'Arve (janvier 2018) (Photo M. Lagouy - INRAE) (a). Barrage de Verbois lors de l'APAVER en mai 2016 (Photo E. Henry - INRAE) (b).

Construite en 1942, la retenue de Verbois (cf. Figure 3.16 b) est soumise régulièrement depuis 1965 à une vidange (abaissement du niveau) accompagnée d'une chasse qui permet l'évacuation des sédiments. Le barrage de Chancy-Pougny ne forme pas de retenue, c'est un barrage au fil de l'eau mais il subit tout de même des dépôts des sédiments de l'Arve qui transitent par Verbois. Les dernières APAVER et leur accompagnement par la CNR ont fait l'objet de campagnes de mesures de l'OSR notamment après la jonction, à la station de Ripes de l'OFEV (station 2174). Cette station est située côté suisse du Rhône en rive gauche quelques centaines de mètres en aval du barrage usine de Chancy-Pougny. Cette station est équipée d'une trille motorisée permettant de déployer des moulinets hydrométriques sur poids de type saumon ou autres instruments de prélèvement ou de mesure. Un kilomètre en aval sur la rive droite se trouve la station CNR de Pougny où sont mesurés la turbidité et le débit entrant dans la retenue de Génissiat (cf. Figure 3.17).

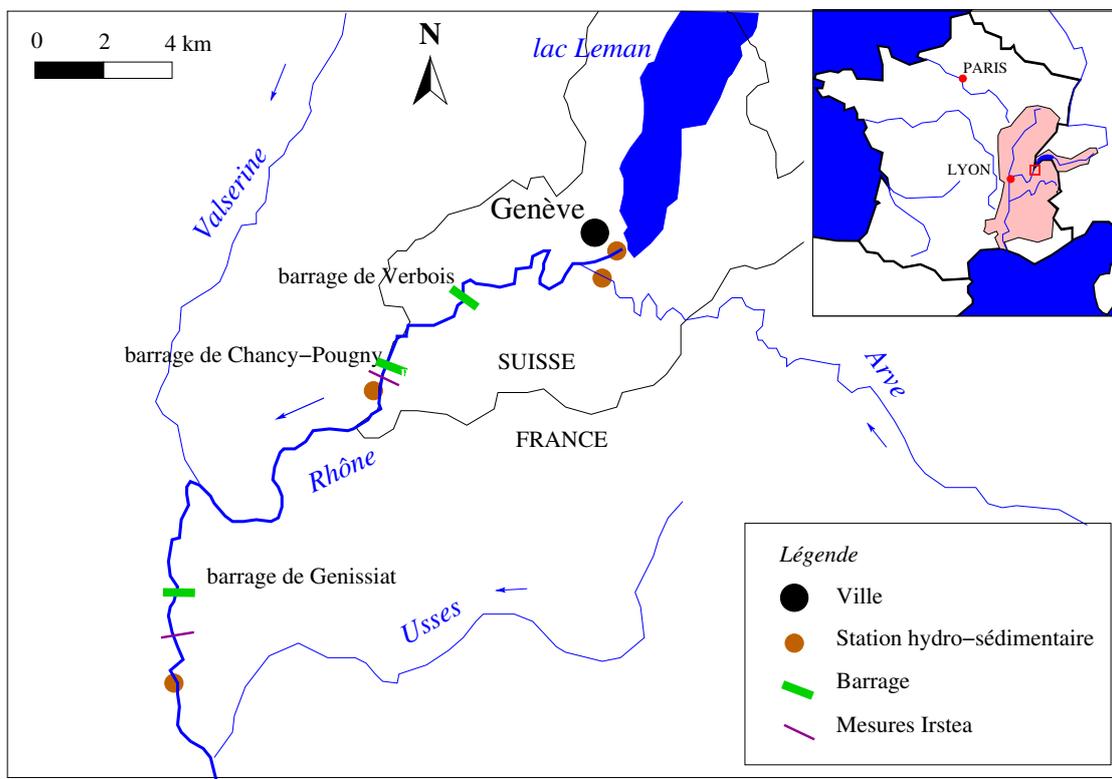


FIGURE 3.17. Carte de la zone d'étude du Haut Rhône (carte : B. Camenen).

Le barrage de Génissiat

Le barrage de Génissiat (cf. Figure 3.18 a) est un barrage poids avec une hauteur maximale de chute de 67 m. Sa retenue s'étend sur 23 km. Il est équipé d'un évacuateur de surface, d'une vanne de demi-fond et d'une vanne de fond, l'ensemble des évacuateurs a été conçu pour débiter $3\,000\text{ m}^3/\text{s}$. La vanne de fond a été mise en place dans le but d'abaisser au maximum le plan d'eau pour l'inspection des ouvrages ou pour opérer des chasses de fond et favoriser le transit des sédiments. L'évacuateur de surface déverse de l'eau moins chargée. Le barrage de Génissiat joue un rôle primordial dans les APAVER avec deux objectifs : faire transiter le maximum de sédiments vers l'aval et assurer une dilution optimale des écoulements chargés pour préserver le milieu et les usages (Bravard et Clémens, 2008). Guertault (2015) retrace l'historique des différents évènements de chasse de Génissiat (APAVER) et leurs impacts principaux. Vingt opérations de ce type ont eu

lieu avec différents impacts comme la catastrophe écologique de 1978 (disparition quasi totale des salmonidés jusqu'à Lyon) ou encore l'envasement massif de la retenue en 1981 (Guertault, 2015). Ces événements ont conduit à la mise en place d'un protocole de gestion des retenues permettant de limiter le dépôt dans la retenue de Génissiat, tout en maintenant à l'aval des concentrations acceptables pour le milieu aquatique.

Un tri granulométrique avec un affinement des sédiments d'amont en aval est observé dans les dépôts de la retenue, les sables sont majoritaires entre les PK 178 et 170,5 (Guertault, 2015). Des mesures sont réalisées systématiquement à l'aval du barrage. Les sables en suspension ont été mesurés à plusieurs reprises, à la trille téléphérique de Bognes qui permettait le déploiement d'appareils de mesures (cf. Figure 3.18 b). La station de Bognes est située en rive droite du Rhône, quelques centaines de mètres en aval du barrage de Génissiat (le câble téléphérique a malheureusement été démonté en 2019).



FIGURE 3.18. Barrage de Génissiat vue de l'aval (2010) (a). Mesures ADCP pendant l'APAVÉR en mai 2016 depuis la trille téléphérique de Bognes (b).

Champagneux

Le secteur de Champagneux est situé en amont du barrage de Bregnier-Cordon exploité par la CNR. Ce tronçon est étudié précisément par les équipes d'ingénierie de la CNR qui ont établi un modèle hydro-sédimentaire du secteur. Une station provisoire pour la mesure des MES a été installée pendant l'APAVÉR 2016 par la CNR. Des échantillonnages et mesures hydroacoustiques ont été réalisées depuis des barques de mesure sur plusieurs transects (cf. Figure 3.19 a et b).

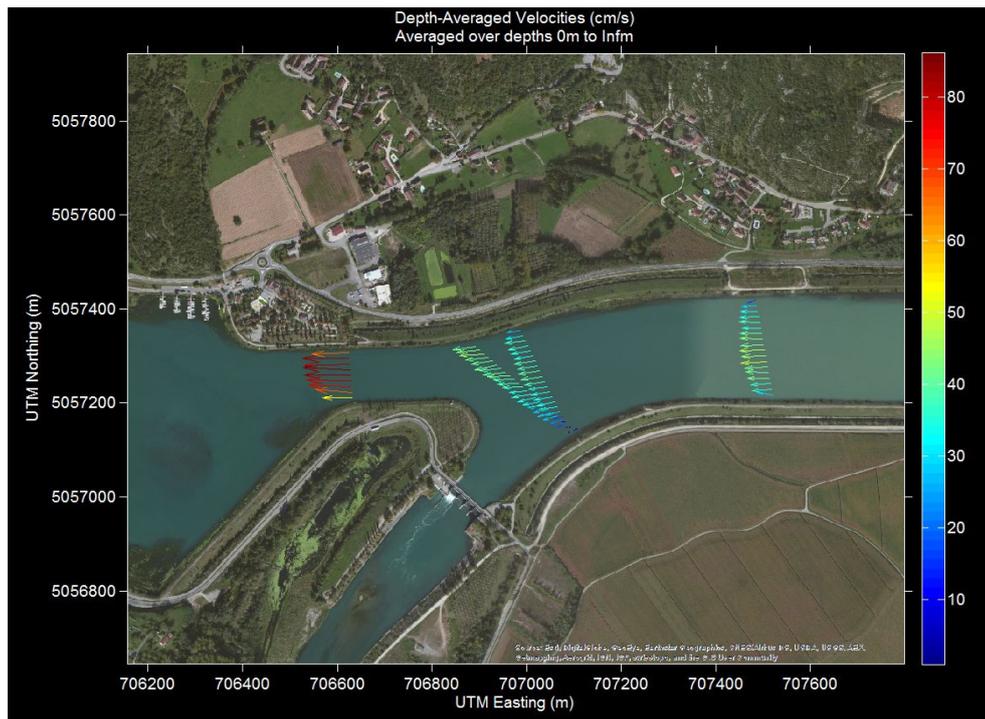


FIGURE 3.19. Localisation des transects explorés par ADCP à Champagneux en mai 2016 avec les données ADCP moyennées sur la verticale grâce au logiciel VMT (a) (photo Géoportail).

De la rivière d'Ain à Jons

La rivière d'Ain prend sa source dans le Jura sur le plateau de Nozeroy et se jette dans le Rhône au terme d'un parcours de près de 200 km (cf. Figure 3.23 a et 3.20 b). C'est l'affluent le plus important du Haut-Rhône français en terme de débit liquide, d'un régime pluvio-nival. Son module à Chazey-sur-Ain est de $123 \text{ m}^3/\text{s}$.



FIGURE 3.20. Dépôt de sable sur la rive droite de Port-Galland sur l'Ain en février 2018 (a). Campagne de mesures hydro-sédimentaire dans la lône de Port Galland sur l'Ain en avril 2005 (b).

Si la charge en suspension (MES) de l'Ain est relativement modeste, elle reste peu connue pour le mode sableux. Il semble que le transport ait été plus fort dans le passé comme pourrait l'attester des éléments historiques (en particulier l'état des versants du Jura au XIX^e siècle et le fait que les dépôts sableux post-crues étaient alors fréquents) (Sogreah, 2000b). De tels dépôts sont encore parfois constatés (cf. Figure 3.20 a et 3.43). Les apports de l'Ain et une recharge sédimentaire dans les terrasses Würmienne favorisent une forte activité en amont de Lyon associée à une forte pente de 0,06 à 0,08%. La charge grossière apportée par l'Ain au Rhône a été estimée entre 18 000 et 30 000 m³/an (Rollet, 2007) et réévaluée plus récemment à la hausse avec 40 000 m³/an par Artelia (2012). Le tronçon du Rhône entre la confluence avec l'Ain et le secteur de Miribel-Jonage est ainsi un des rares tronçons du Haut-Rhône avec un transport solide grossier conséquent.

Secteur de Miribel Jonage

Le barrage de Jons (69) se situe à la diffluence entre le canal de Miribel et le canal de Jonage, il permet la répartition des débits entre ces deux bras (cf. Figure 3.21 a). Une station de mesure est installée à la pointe de la diffluence en rive droite du canal de Jonage (cf. Figure 3.23 a). Cette station d'alerte a été mise en place par la communauté urbaine de Lyon dans les années 1980 pour prévenir de la contamination par pollution des champs captants de Crépieux et Charmy qui produisent de 300 000 à 550 000 m³ d'eau potable par jour (Burgeap, 2018). L'une des particularités de la station est que la plupart des capteurs ne sont pas en contact direct avec la rivière mais déportés dans un local dédié, alimenté par un système de pompage qui distribue l'eau sur les différents analyseurs. Parmi le panel de capteurs en place, un capteur de turbidité permet le suivi en continu des concentrations en MES, la maintenance du capteur est assurée par le Grand-Lyon. La courbe de calibration est largement documentée et contrôlée à chaque passage sur site par le biais d'analyses de MES sur des échantillons prélevés manuellement.

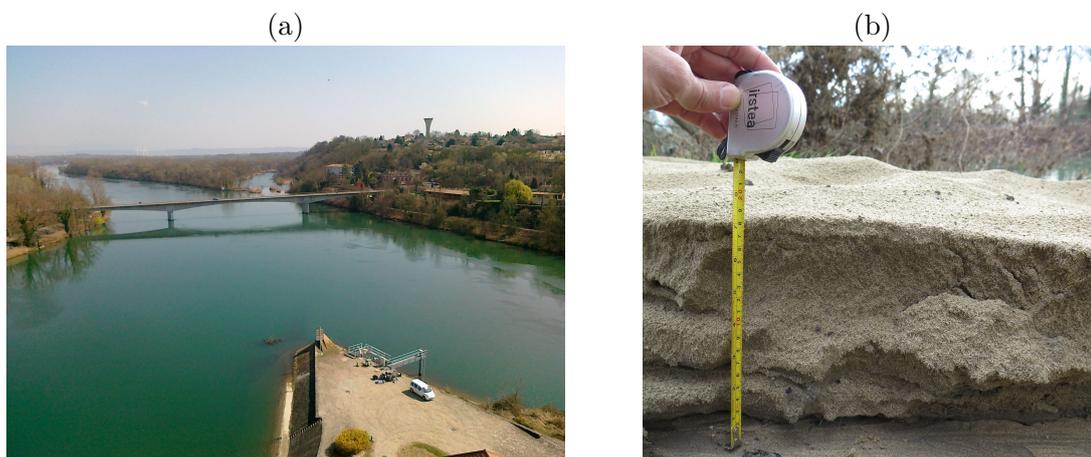


FIGURE 3.21. Différence du Rhône à Jons et station d'alerte du Grand Lyon, 2012 (a). Dépôt de sable sur la rive droite du canal de Miribel en février 2018 (b).

Le Rhône a subi de nombreux aménagements et bouleversements morphologiques dans ce secteur, notamment depuis la fin du XIX^e siècle pour lutter contre les inondations avec la construction du canal de Miribel, de l'aménagement hydroélectrique de Cusset (cf. Figure 3.22). Ces aménagements ont provoqué un basculement du profil en long du lit du canal de Miribel, avec enfoncement du fond de plus de quatre mètres en amont et engravement du lit en aval (Gilles *et al.*, 2018).

L'incision du canal s'est poursuivie durant le XX^e siècle avec les extractions de matériaux. Depuis l'arrêt des extractions en 1992, le canal de Miribel bénéficie d'un réajustement progressif du profil en long de son lit.

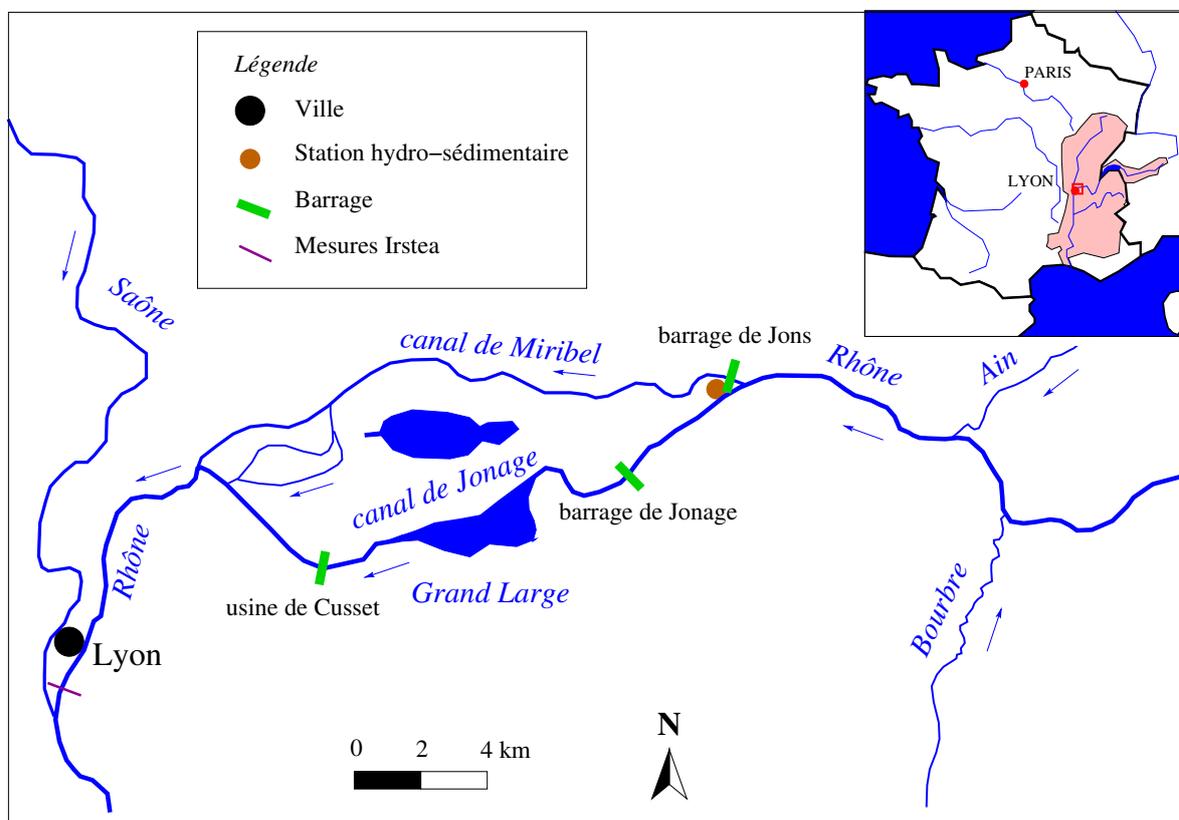


FIGURE 3.22. Carte de la zone d'étude autour de Lyon (carte : B. Camenen).

Le tronçon de Miribel est caractérisé par un transport de la charge de fond encore très actif avec d'importants dépôts de graviers. Sur la période 2006-2011, il apparaît que le maintien d'un stock sédimentaire important en provenance de l'Ain a permis une alimentation solide du canal de Miribel entraînant le maintien ou l'exhaussement des fonds de ce canal. Une quantité importante de sédiments grossiers s'accumule en effet dans la fosse en aval du seuil de Villeurbanne. Cette zone sensible est l'objet d'un suivi régulier pour optimiser le fonctionnement des champs captants de Crépieux et Charmy en préservant notamment de l'engravement le Vieux Rhône de Neyron (Artelia, 2012).

Le Rhône à Lyon

Le Rhône réuni traverse ensuite la ville de Lyon (cf. Figure 3.23 a). Des digues de protection ont été construites dans la ville au XIX^e siècle. Une station hydrométrique de la CNR a été implantée sur le tronçon du Rhône au niveau de la gare de Perrache en amont de la confluence avec la Saône. Le module inter-annuel du Rhône à Perrache est de 600 m³/s.

La rive gauche du Rhône à Lyon est soumise à un ensablement régulier qui nécessite des travaux d'entretien (CNR, 1989, 1991; Grand Lyon, 2017). En 1987, l'État a concédé une grande partie des berges du Rhône en rive gauche (entre le pont De Lattre de Tassigny et le pont Pasteur) pour leur utilisation, leur mise en valeur et en vue de la création d'une zone portuaire. Dès l'année suivante,

des problèmes d'ensablement et d'échouage des péniches amarrées dans le secteur apparaissent (cf. Figure 3.23). Depuis, des dragages sont effectués régulièrement $\approx 1\,400\text{ m}^3/\text{an}$ depuis 1989 avec un maximum de $9\,900\text{ m}^3$ en 1994. Durant la période 1989-1996, de gros volumes ont été dragués. Pendant cette période, l'Ain a été très actif, avec notamment une crue exceptionnelle atteignant plus de $1\,100\text{ m}^3/\text{s}$ à Pont-d'Ain en février 1990, il se peut que les dépôts observés soient liés à cette activité de l'Ain. En aval de Lyon, le Rhône, grossi par les eaux de la Saône, est régulé par l'aménagement de Pierre-Bénite-Saint-Font, mis en service en 1967.



FIGURE 3.23. Mise à l'épreuve des amarrages pour les péniches lyonnaises pendant la crue de janvier 2018 (photo R. André - Grand Lyon).

Plusieurs campagnes de mesures hydro-sédimentaires ont été réalisées dans ce secteur, de 2017 à 2020 notamment pendant la crue quasi-décennale de janvier 2018 (cf. Figure 3.23 b).

Confluence Isère-Rhône

Maurice Pardé écrivait de l'Isère : “Abondant cours d'eau alpestre, il est soumis avant tout à l'influence nivale et son courant rapide figure parmi les plus formidables transporteurs de boue de l'hydrologie européenne” (Le régime du Rhône, 1925).

L'Isère prend sa source au glacier des sources de l'Isère et rejoint le Rhône après 286 km à la Roche-de-Glun (cf. Figure 3.25 a). L'Isère présente des fluctuations saisonnières de débit assez importantes et typiques d'un régime nival avec des crues de printemps importantes. Le module de la rivière à Beaumont-Montoux (cf. Figure 3.24 b) est de $333\text{ m}^3/\text{s}$. Le bassin versant de l'Isère est l'un des plus équipés de barrages en France. La chaîne de barrages hydro-électriques de la Basse-Isère et la gestion des chasses fait l'objet d'un suivi particulier d'EDF de la CNR et de l'OSR afin d'évaluer leur impact et les volumes de sable qui transitent lors de ces événements.



FIGURE 3.24. Dépôts amont au barrage de Beaumont-Monteux en 2015.

La concentration en MES est suivie en continu, à Beaumont-Monteux notamment, par une station hydro-sédimentaire couplant un turbidimètre optique et des prélèvements réguliers. La contribution de l'Isère en terme de flux de MES au Rhône est de 1,64 Mt/an (période 2000-2016) (OSR 4, 2018a). Les chasses des barrages de la Basse-Isère sont déclenchées réglementairement lors de dépassements de seuils de débit de crue de l'Isère. Ces événements ont entraîné à plusieurs reprises, à la décrue, de vastes dépôts de sable qui ont nécessité de nombreux travaux d'entretien (Sogreah, 2000b). La gestion des crues et des chasses de l'Isère à la confluence est une opération complexe pendant laquelle la CNR doit ajuster le fonctionnement de l'usine de Bourg-Les-Valence en fonction du débit du Rhône amont, de celui de l'Isère et des possibilités de décharge via le "barrage Isère" qui sert à détourner le surplus d'eau dans le tronçon court-circuité du Rhône (cf. 3.25).

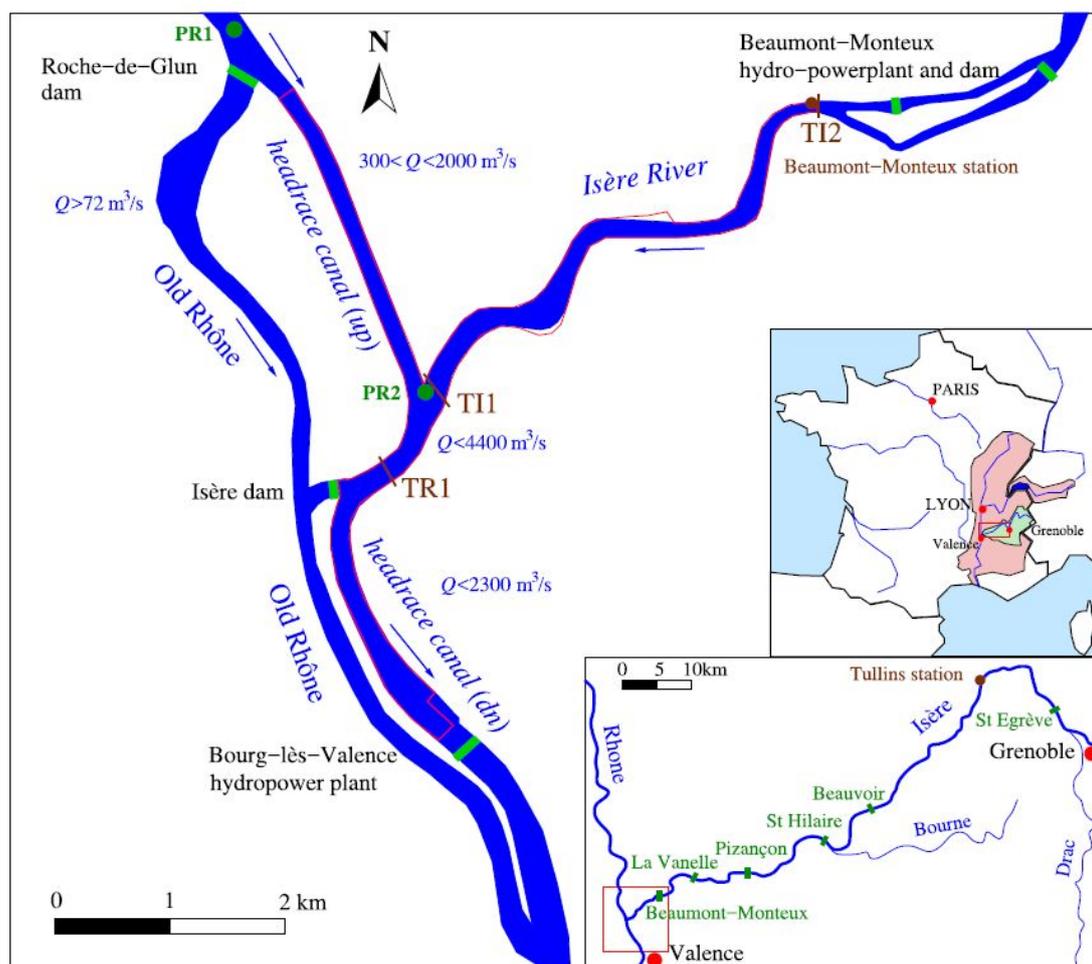


FIGURE 3.25. Carte de la zone d'étude sur l'Isère (carte : B. Camenen).

En 2008, la chasse Isère aurait produit 7,6 Mt de sédiments en suspension (Launay *et al.*, 2019a). Suite à plusieurs campagnes de mesures, notamment pendant les crues de 2015 et 2018, Naudet *et al.* (2016); Camenen *et al.* (2019b) font état de la présence de suspension graduée de sable dans des proportions importantes, quelques exemples de mesures de ces deux campagnes sont présentés dans le § 3.3.4.

Delta du Rhône

Sur le bas Rhône, les principaux ouvrages d'aménagement ont été édifiés entre la fin du XIX^e siècle et le milieu du XX^e siècle. Ce sont les digues de protection contre les inondations et les ouvrages destinés à favoriser l'auto-curage du chenal, afin de développer la navigation fluviale (digues immergées, casiers Girardon). Désormais endigué, le delta du Rhône est figé. Le Rhône en Arles se divise en deux, le Grand Rhône à l'est amène 85 à 90 % du débit à la mer par le Grau Roustan. Le Petit Rhône à l'Ouest rejoint la mer par le Grau d'Orgon (Antonelli *et al.*, 2004). Ces deux bras enserrant la Camargue, espace naturel emblématique de l'embouchure du Rhône (cf. Figure 3.26). C'est dans le delta que l'on observe la transition entre galet et sable dans le lit du Rhône (cf. § 3.3.1). Le delta du Rhône connaît une dégradation de son littoral depuis plusieurs décennies, des études ont lieu pour mieux comprendre les phénomènes d'érosion et de recharge sédimentaire. Le système est très complexe avec des interactions entre le fleuve et la mer, plusieurs approches parfois combinées ont

permis de progresser sur ce sujet notamment par modélisation (Boudet, 2017), études diachroniques de bathymétrie (Sabatier *et al.*, 2006; Raccasi, 2008) ou des carottages avec datation (Vella *et al.*, 2005). Une étude des flux de sable en suspension pourrait permettre d'affiner la connaissance sur la dynamique sédimentaire du delta.

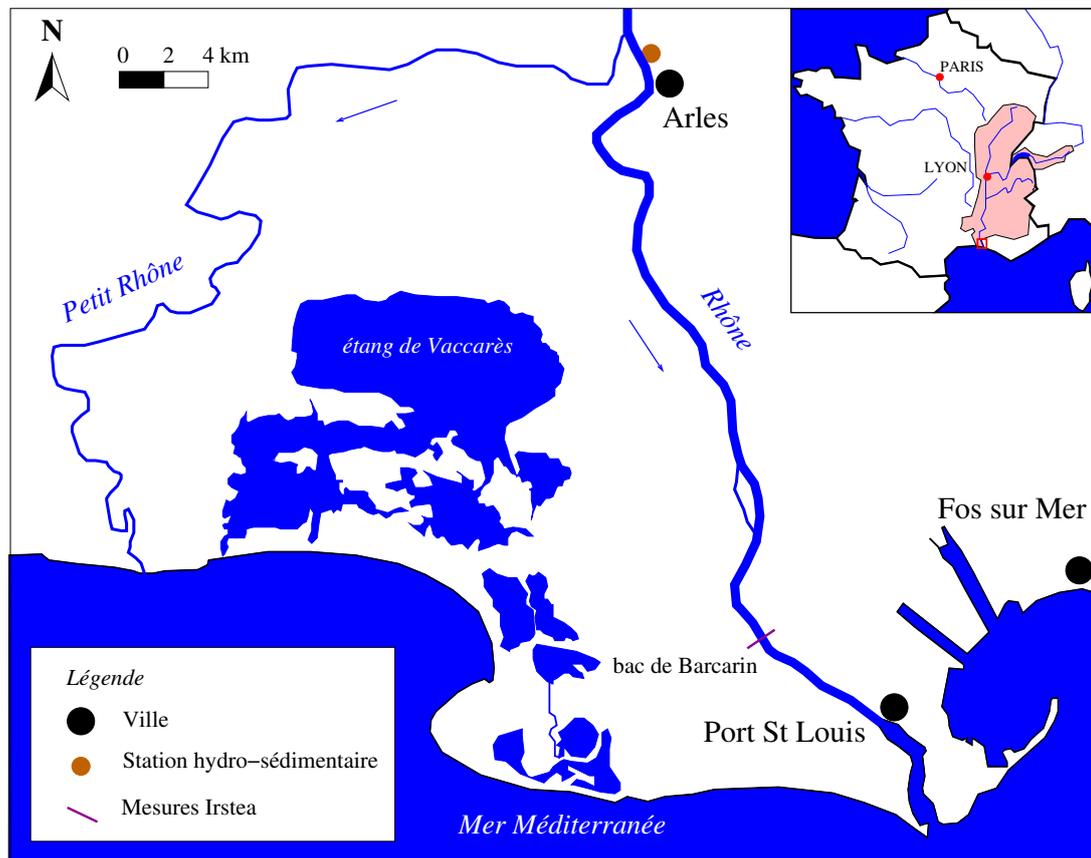


FIGURE 3.26. Carte de la zone d'étude du delta (carte : B. Camenen).

Des suivis fins, adaptés à la quantification des flux dissouts, des flux particuliers et polluants associés, ont été mis en place au niveau de la Station Observatoire du Rhône en Arles (SORA) depuis 2002 sur le Grand Rhône. La SORA gérée par l'IRSN avec le soutien technique de l'Institut Méditerranéen d'Océanologie, est installée dans les locaux des Voies Navigables de France (VNF) en rive droite. La mise à disposition par la CNR des données de débits liquides, acquises quotidiennement, rend possible l'échantillonnage et le calcul des flux de MES. À 13 km en amont de l'embouchure, le bac de Barcarin relie les deux rives du Grand Rhône. La charge en suspension, transite pour 80% lors des crues (Pont *et al.*, 2002). Antonelli (2002) a démontré l'apparition d'une stratification des concentrations dans le flux en suspension à partir de $2\,500\text{ m}^3/\text{s}$ dans le Grand Rhône au niveau des Pk 295 et 324, à partir de prélèvements réalisés avec la bouteille horizontale durant 9 campagnes de mesures. Deux campagnes de mesures des flux de sable en suspension ont été menées à Port-Saint-Louis-du-Rhône et au niveau du bac de Barcarin pendant une crue d'hiver en 2016 (cf. Figure 3.27).



FIGURE 3.27. Houle pendant une crue du Rhône à Port-Saint-Louis-du-Rhône en novembre 2016 (b).

3.3 Y-a-t-il du sable en suspension dans le Rhône ?

Cette dernière partie donne des indices détaillés de la présence de sable sur différents tronçons du Rhône français ces dernières années au cours de différentes campagnes de mesures.

3.3.1 Le sable du Rhône

“Au début de ce siècle, un maître marinier s’était spécialisé dans l’extraction du sable ; il commença en 1911 par draguer le bras de Vaulx-en-Velin, reprit son activité après la guerre puis se déplaça à Villebois en 1925 ; la nature sableuse des fonds devait lui être plus favorable sur ce tronçon où il obtint une autorisation pour dix mille mètre cubes en 5 ans. Cet entrepreneur livrait la marchandise aux verreries de la Loire” rapporte [Bravard \(1987\)](#) dans sa thèse sur le Rhône. Le sable était effectivement présent en quantité dans les lits mineur et majeur du Rhône, notamment dans la région de Lyon. L’étude de [Roignot \(1970\)](#) fait un inventaire des volumes de sable et graviers disponibles dans le lit du Rhône et de ses affluents dans la région lyonnaise, dans le cadre d’une évaluation de la ressource. A l’époque, on cherchait de nouvelles zones d’extraction de matériaux alluvionnaires. Les réserves estimées à l’époque étaient importantes (neuf milliards de m^3) réparties entre les cours d’eau (Saône, Rhône, Ain) et leurs lits majeurs.

Dans cette partie sont rassemblées les données expérimentales qui ont été acquises ces dernières années dans le cadre de différents projets. Ces campagnes de mesures ont permis d’affiner le protocole présenté dans le début de ce chapitre, les méthodes d’analyse des sédiments et la méthode de calcul du flux de sable. Ces premières mesures sont exploratoires et n’ont pas toujours permis de calculer des flux mais elles ont permis de mieux dimensionner le suivi de la crue du Rhône à Lyon Perrache en 2018 qui est central dans ce travail. Chacune de ces campagnes a permis de mettre en évidence la présence de sable en suspension sur différents tronçons du Rhône.

Le sable est encore présent dans le Rhône et pose des difficultés de gestion comme l'ensablement de certaines écluses, vannes de fond, ou ports fluviaux. S'il est disponible par endroit, le sable n'est pas pour autant mobilisé en permanence par l'écoulement. Il est peu présent dans le lit du Rhône, plutôt constitué de graviers et galets. La thèse de [Parrot \(2015\)](#) a montré que la variabilité spatiale de la taille des grains dans le lit du Rhône ne suit pas le schéma classique de tri granulométrique décroissant amont-aval. A l'inverse, les données montrent que la taille médiane des sédiments augmente et que le pavage du lit devient plus important depuis le Haut-Rhône vers le Rhône inférieur. Cette variabilité est expliquée en partie par l'influence des aménagements du Rhône pour la navigation et la production d'énergie. La lithologie du bassin peut aussi expliquer cette variabilité au travers des apports des différents affluents lors des crues ou des chasses de barrage.

Partons à la recherche du sable, dans ce fleuve réputé pour charrier surtout des graviers et transporter en suspension des fines. Pourtant, on retrouve des évocations du sable depuis le XIV^e siècle avec la présence d'orpailleurs qui cherchaient le métal précieux dans les sables du Rhône et de certains de ses affluents ([Guillemain, 1934](#)). [Guerard et Harcourt \(1885\)](#), après 10 années de suivi du delta, estiment que "d'immenses quantités de sable" se déposent à son embouchure. Les paragraphes suivants coulent d'amont en aval sur le Rhône français sans cohérence temporelle, du "Bout-du-monde" sur l'Arve jusqu'à l'exutoire du Rhône en Méditerranée.

3.3.2 Mesures sur l'Arve et le Haut-Rhône

3.3.2.1 Mesures à Genève à la station "Bout-du-Monde" (janvier 2018).

Suite à un évènement pluvieux intense sur les Alpes du Nord, associé à une fusion de la neige les 3 et 4 janvier 2018. L'Arve dépasse la crue biennale le 5 janvier 2018 avec plus de 580 m³/s. La concentration en MES est suivie par une station turbidimétrique de l'OSR en parallèle de celle de l'OFEV avec une courbe de conversion en MES construite à partir d'échantillons prélevés avec un préleveur automatique. Le 5 janvier, deux prélèvements sont effectués par deux opérateurs l'un en berge, l'autre sur le point représentatif de la moyenne de concentration dans la section à l'aide de la traile téléphérique (protocole OFEV). La concentration en fines est cohérente entre les deux échantillons mais une grande quantité de sable en suspension est présente dans l'un d'eux et complique l'interprétation des résultats. La Figure 3.28a confirme bien la présence de sable en quantité ce jour là. Mais un unique échantillon ne permet pas de calculer ou de faire des hypothèses sur le flux.

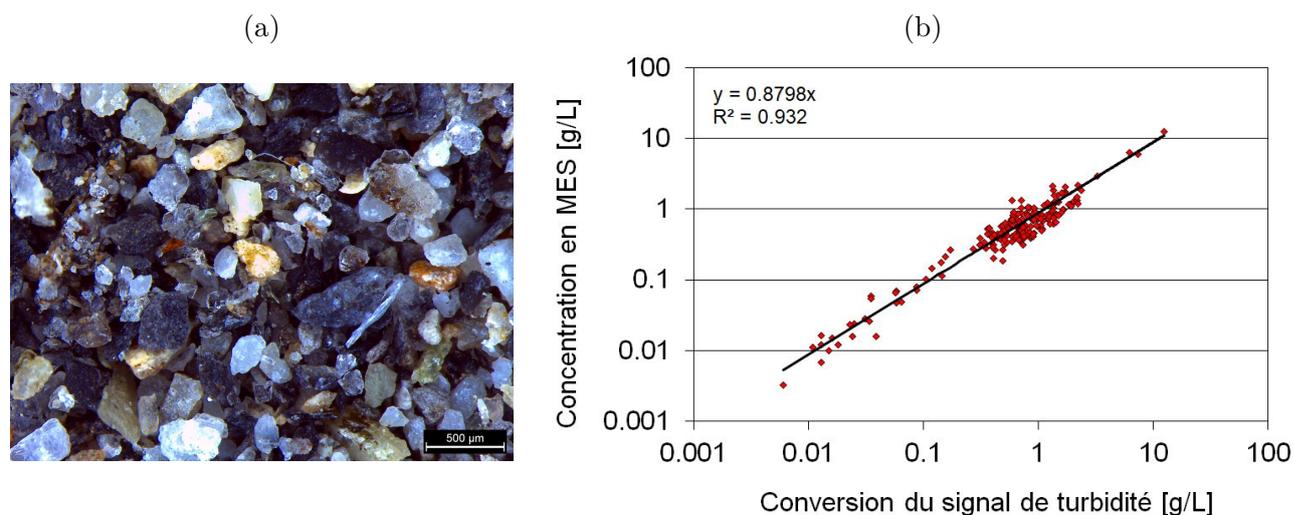


FIGURE 3.28. Photo au microscope des grains de sables prélevés en janvier 2018 dans l'échantillon du "Bout du Monde" sur l'Arve (a) et courbe de calibration du turbidimètre de l'OSR sur cette même station de l'Arve (b).

Il est intéressant d'étudier le signal de turbidité en ce mois de janvier 2018 et la loi de conversion en MES (cf. Figure 3.28b). Sur ce site, l'OFEV et l'OSR disposent chacun de leur station et de leur processus de prélèvement pour la calibration du turbidimètre : bi-hebdomadaire pour l'OFEV, avec prélèvement sur le point représentatif de la concentration moyenne dans la section et prélèvement à l'évènement pour l'OSR avec déclenchement automatique d'un préleveur. Le bilan de flux sur ce mois est de 169 000 tonnes de MES côté OSR (BDOH, 2019) pour 225 000 tonnes de MES côté OFEV (OFEV, 2019), ce qui fait 33% d'écart sur le mois de janvier. A savoir que cette crue de janvier a un poids considérable (22%) dans le volume annuel qui a transité dans la rivière (534540 tonnes). Cet exemple illustre bien la variabilité des estimations de flux de sédiments à partir d'une loi de conversion de turbidité/concentration sur un même site. De nombreuses incertitudes amènent à une telle différence de tonnage, on peut lister ici certaines des sources d'erreur. D'abord des incertitudes sur chaque échantillon individuel : Le point de prélèvement dans la section va avoir une influence sur la représentativité de la concentration prise en compte, deuxièmement la technique d'analyse de l'échantillon, comme on l'a vu précédemment, va également avoir un impact sur la concentration. Dans le cas présent, les échantillons OSR sont analysés par sous-échantillonnage par agitation-versement rapide sans séparation des sables, ce qui n'est pas idéal en présence de grosses particules. Les échantillons de l'OFEV sont filtrés en totalité sans mesure de la granulométrie, ils sont donc théoriquement plus justes en terme de concentration de la charge solide totale en suspension mais sont utilisés ensuite pour la calibration d'un signal de turbidité qui ne prend en compte que partiellement les sables. Ensuite, on a des erreurs induites par la construction de la loi de conversion turbidité/MES qui est, dans le cas de l'OSR, une régression linéaire dans l'espace logarithmique et qui va donner plus de poids aux faibles concentrations plus couramment mesurées, et induire des valeurs plus faibles. Des erreurs sur le calcul de flux vont également s'ajouter à cela : elles comprennent les incertitudes sur la mesure de débit et l'incertitude sur l'intégration du flux dans le temps.

Ces sources d'erreurs se combinent et amènent à des incertitudes importantes dont on observe les conséquences lorsqu'on étudie les bilans de volume transportés.

3.3.2.2 Mesures sur le Haut-Rhône pendant l'APAVÉR (mai 2016).

Trois exemples de campagnes de mesures sont présentés ci-après. Elles ont eu lieu lors de l'APAVÉR 2016 et son accompagnement par la gestion des ouvrages de la CNR. Trois sites de mesure ont été suivis et certaines données présentées ici ont été publiées dans un rapport de l'OSR ([Dramais et al., 2018d](#)) et en partie exploitées dans le cadre d'un master ([Henry, 2016](#)).

Analyses des sédiments

Les concentrations totales lors de ces essais ont été déterminées par la méthode de filtration sur filtres en fibre de verre ([AFNOR NF EN 872, 2005](#)). Les mesures de granulométrie des particules ont été effectuées avec un granulomètre CILAS, un sous-échantillon a été injecté dans l'instrument, les particules ont été remises en suspension par agitation mécanique et ultrasons. Dans un premier temps, ces analyses ont été réalisées classiquement en effectuant des sous-échantillonnages manuels par agitation-versement de quelques ml. La distinction sables / fines a été effectuée en isolant le pourcentage de particules supérieures à $63 \mu\text{m}$ des résultats du granulomètre laser par la méthode de démodulation (cf. § 2.1.2). Cette distinction en deux modes a permis de déterminer une proportion de sable dans chaque échantillon. La partie restante de l'échantillon a été analysée en suivant le référentiel [ASTM D3977 \(2007\)](#). Le volume restant a donc été mesuré puis passé au tamis ($63 \mu\text{m}$), le refus a ensuite été isolé puis pesé, on a obtenu une concentration en particules de sable dans l'échantillon. On a constaté de gros écarts entre les quantités de sable estimées à partir de la démodulation des courbes de distribution granulométrique et l'analyse avec séparation des sables sur le restant de l'échantillon ([Dramais et al., 2018d](#)). Les échantillons secs ont ensuite été passés au four à moufle à 500°C pour évaluer la quantité de matière organique présente dans les sédiments. On a observé de 2 à 5 % de matière organique dans ces échantillons.

Mesures sur le Rhône frontalier à la station des Ripes

Le préleveur isocinétique de l'OFEV a été déployé depuis la traille et a permis une prise d'échantillon distribuée dans la section, point par point. Les figures 3.29 montrent la répartition des MES et du sable dans les échantillons récoltés lors des campagnes du 24 mai au 26 mai. On observe sur les 3 campagnes de mesures des gradients de concentration cohérents. Avec une tendance à des concentrations plus fortes en rive gauche. La répartition des fines dans la section est assez homogène avec de faibles gradients (cf. Figures 3.29 a, c et d) . On retrouve pour l'une des verticales de fines (cf. Figure 3.29d) une suspension graduée caractéristique avec des concentrations plus fortes en profondeur mais ces gradients peuvent être aussi la preuve d'une contamination par le sable lors de l'utilisation du protocole [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#). A partir de ces données et de données ADCP mesurées également depuis la traille, des flux instantanés de sable et de MES ont été calculés mais sont très incertains du fait de la non séparation systématique des particules de sable. Pour la campagne du 24 mai 2016, en utilisant les données de concentration en sable obtenues après tamisage, le flux instantané est de $0,79 \text{ t/s}$ et si l'on prend en compte la fraction sableuse séparée par la méthode de démodulation, le flux instantané est de $0,07 \text{ t/s}$. Ce résultat ne remet pas en

cause la procédure de démodulation mais confirme une fois de plus l'importance du tamisage des échantillons avant analyse granulométrique ou de concentration.

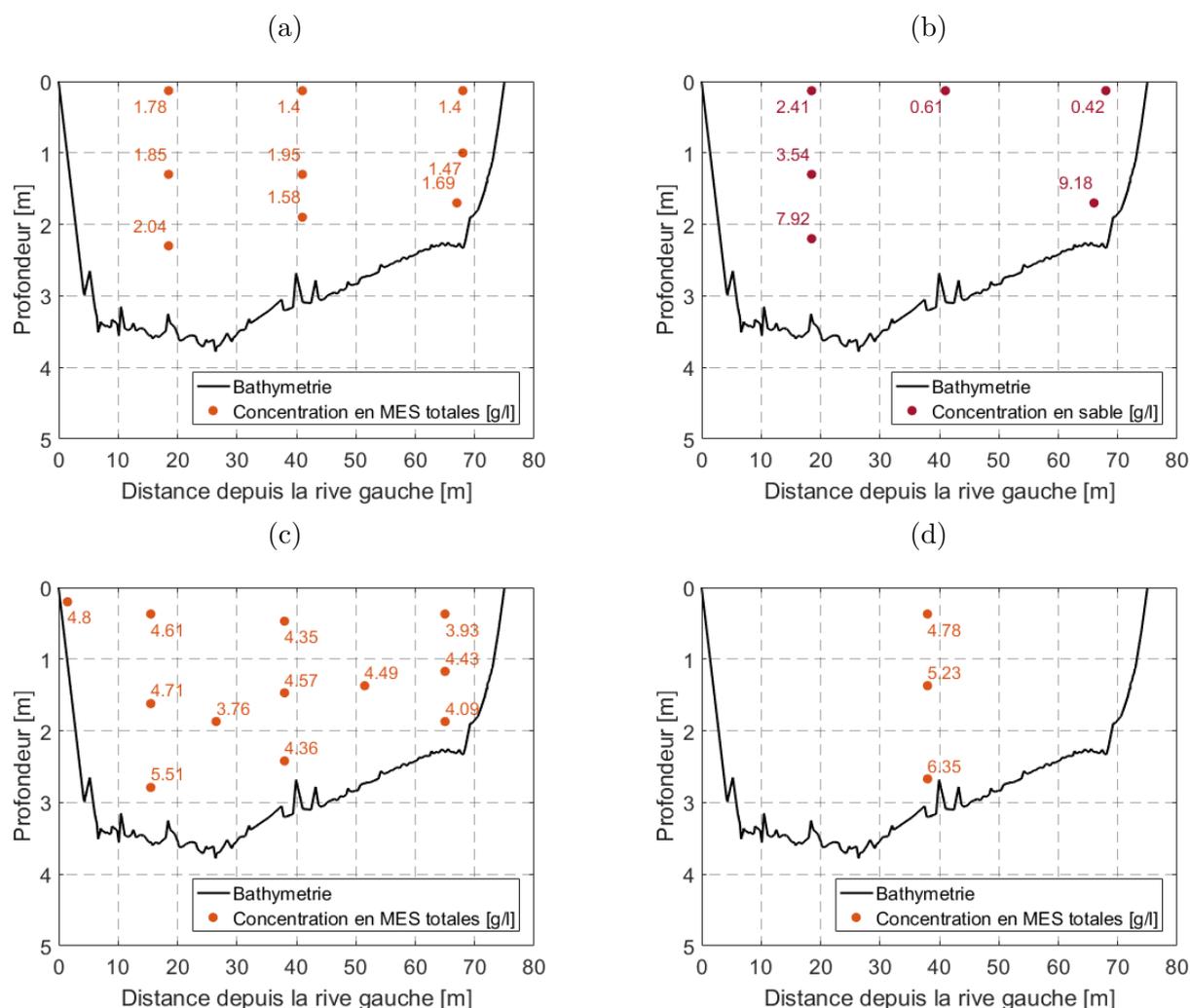


FIGURE 3.29. Le Rhône à Ripes le 24 mai 2016, concentration en MES sans séparation par tamisage (a) et en sable avec les sous-échantillons restants (b). Puis le 25 mai 2016, concentration en MES sans séparation (c) Puis le 26 mai 2016, concentration en MES sans séparation par tamisage (d).

Mesures sur le Rhône à la station de Bognes

Le préleveur P-72 (isocinétique ponctuel) a été testé sur la traille téléphérique de Bognes pour évaluer la possibilité de le déployer dans les conditions de l'APAVÉR. Ce qui a pu être réalisé en y ajoutant un poids supplémentaire pour pénétrer correctement dans l'écoulement. Les échantillons obtenus les 25, 27 et 30 mai donnent des informations qualitatives sur les sédiments transportés, en aval de Génissiat mais ne permettent pas de faire des calculs de flux. La figure 3.30 a montre la présence de sable jusqu'en surface à la station de Bognes pendant l'APAVÉR 2016. Les distributions granulométriques sont assez homogènes dans la section avec deux modes bien distincts (cf. Figure 3.30 b).

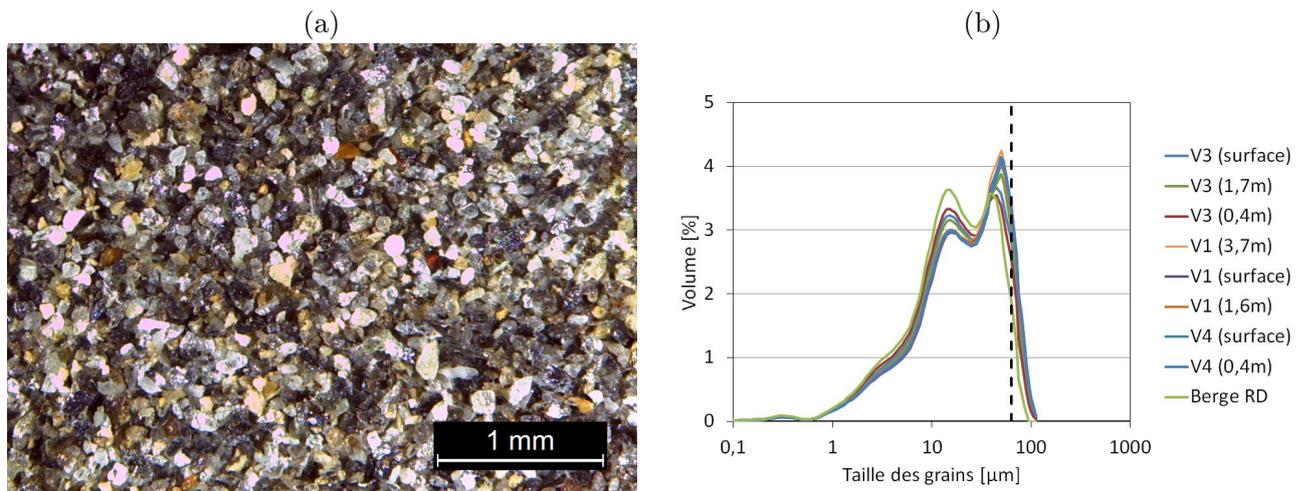


FIGURE 3.30. Photographie du sable en suspension à Bognes en surface le 27 mai (a) Distributions des tailles des sédiments dans les échantillons de Bognes le 27 mai (le trait vertical pointillé noir représente la séparation à $63 \mu\text{m}$) (b).

Mesures sur le Rhône à Champagnoux

Plusieurs jaugeages solides ont été réalisés les 23 et 25 mai, sur différents transects, depuis une embarcation, avec comme préleveur une bouteille horizontale. Là encore, le calcul de flux de sable n'est pas possible du fait du protocole d'analyse des échantillons ne prenant pas en compte le sable. On peut tout de même tirer quelques informations intéressantes de ces campagnes. La figure 3.31 a, représente les concentrations en MES totale du 25 mai dans la section, on obtient des gradients de concentration, avec une augmentation de celle-ci avec la profondeur. La figure 3.31 b montre dans la même section du PK 103,8 une exploration de la turbidité, il est intéressant d'observer que là aussi le capteur (sonde multiparamètre YSI) met en évidence des gradients, on peut supposer que ce signal traduit une stratification des sédiments fins. Au niveau de ce tronçon, les vitesses sont moins élevées que sur les sites de Ripes et Bognes. Les particules de sable en suspension sont plus fines (à ce moment-là de l'évènement), que sur les autres sites, comme le confirme la figure 3.32 a. La figure 3.32 b apporte aussi une information très intéressante sur la répartition de la distribution granulométrique sur la verticale. En effet, on observe que le mode grossier est plus présent près du fond et le mode le plus fin en surface alors qu'une distribution bimodale équilibrée est observée à mi-profondeur.

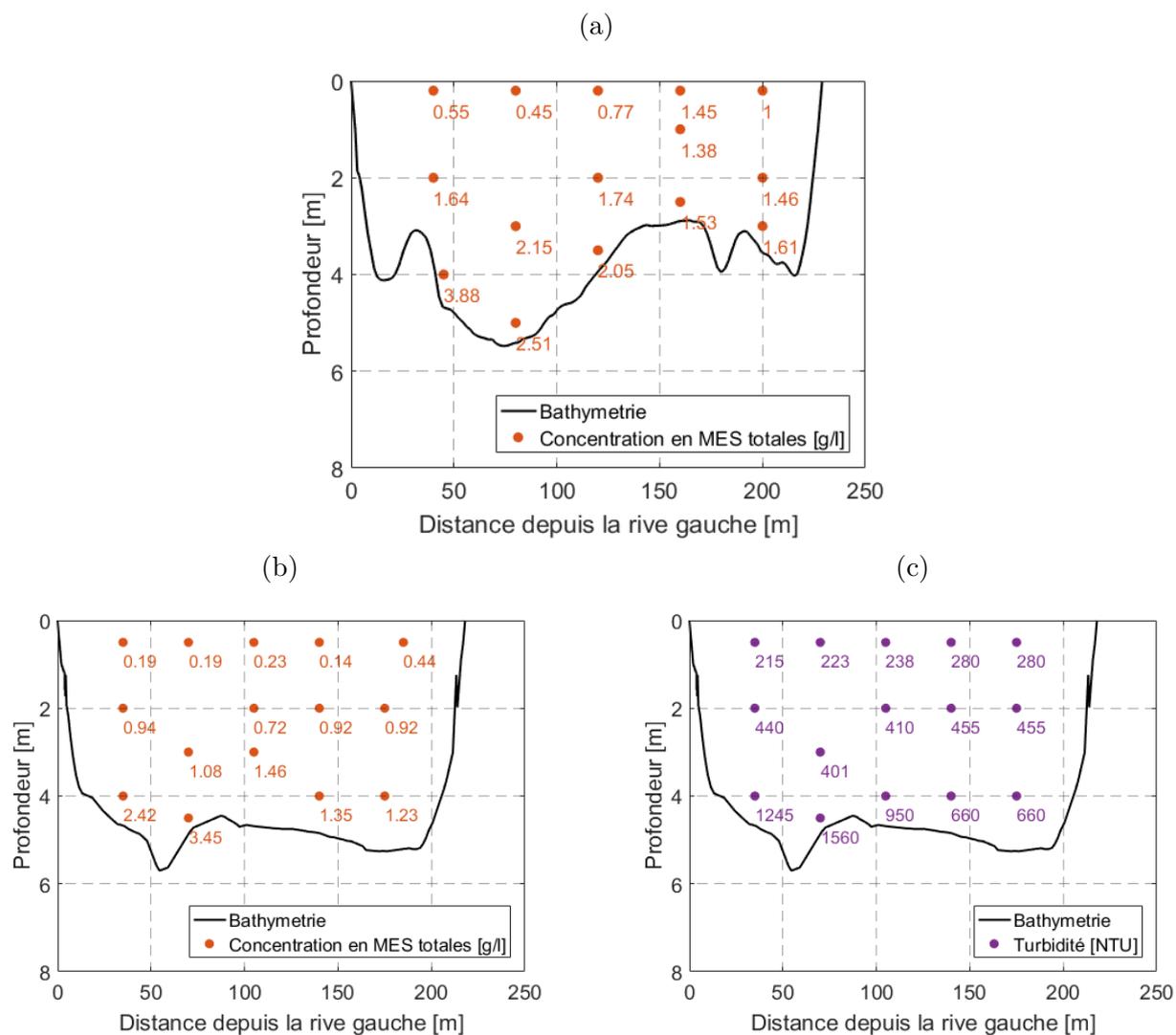


FIGURE 3.31. Le Rhône à Champagneux, concentration en MES sans séparation par tamisage au PK 107,2 le 25 mai 2016 (a). Concentration en MES sans séparation par tamisage au PK 103,8 le 25 mai 2016 (b) et turbidité mesurée dans la même section (c).

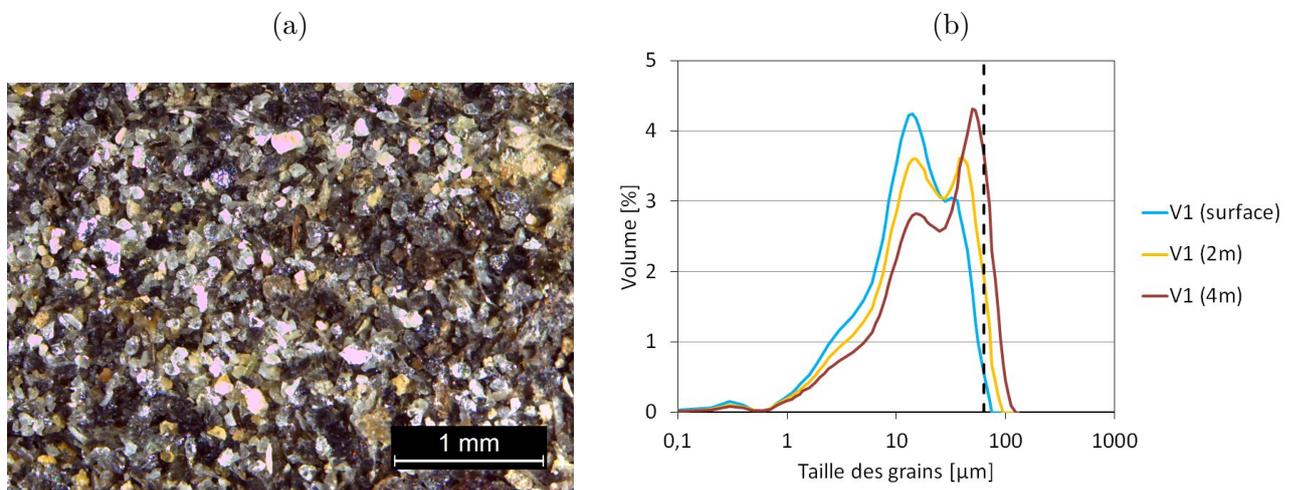


FIGURE 3.32. Le Rhône à Champagneux le 25 mai 2016 au PK 107,2 : photographie des sables en suspension présents à 4m de profondeur (a), distribution granulométrique des MES totales pour la verticale rive gauche (le trait vertical pointillé noir représente la séparation à 63 µ m) (b).

3.3.3 Mesures sur le Rhône à Lyon Perrache lors des crues de janvier 2018

3.3.3.1 Situation hydrométéorologique

Après un défilé de perturbations en décembre 2017, accompagné de neige sur le haut Rhône, puis un redoux suivi de pluies en toute fin d'année, les conditions étaient réunies pour une crue importante. Ces conditions ont maintenu des débits forts sur le haut Rhône et ses affluents. De fortes précipitations ont suivi le 3 janvier, entraînant le dépassement des seuils de veille sur plusieurs ouvrages de la CNR, puis de crue le jour suivant. L'Ain dépassant les $1\,000\text{ m}^3/\text{s}$ le 5 janvier. Un nouveau flux d'ouest perturbé est annoncé ensuite à la mi-janvier avec de fortes chutes de neige en montagne le 16 janvier et une réaction des affluents du haut Rhône. Ensuite va suivre dans les jours suivant un défilé de perturbations accompagné d'un redoux qui accompagne ces pluies et favorise le lessivage et la fonte du manteau neigeux. Cette conjonction d'apports associée ensuite le 22 janvier à de très forts cumuls de pluie dans le Jura et les Alpes vont entraîner des réactions hydrologiques particulièrement marquées. On notera que l'Ain atteindra son pic à $1\,400\text{ m}^3/\text{s}$ le 23 janvier. Les seuils de crue sont une nouvelle fois atteints le 24 janvier sur de nombreux ouvrages de la CNR. Le débit du Rhône à Perrache atteindra $2\,800\text{ m}^3/\text{s}$ le 24 janvier soit $200\text{ m}^3/\text{s}$ de moins que la crue décennale.

3.3.3.2 Un jeu de données rare

L'opportunité de mesurer une crue décennale sur un cours d'eau comme le Rhône à Lyon est relativement rare. Les cours d'eau plus lents permettent plus facilement d'organiser les équipes techniques pour réaliser les campagnes de mesures. Sur le Rhône à Lyon, en amont de la confluence avec la Saône, les crues sont relativement rapides : quelques heures à quelques jours.

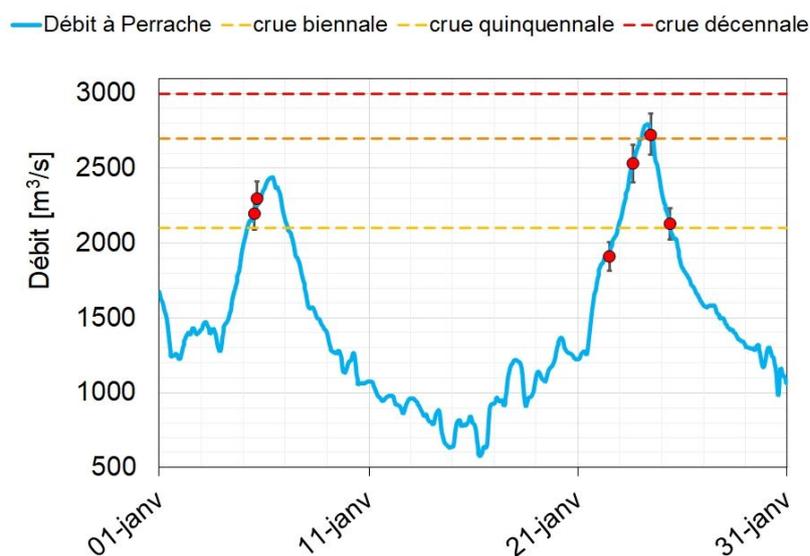


FIGURE 3.33. Hydrogramme (trait bleu) et jaugeages ADCP (points rouges avec la dispersion des données ADCP) à Perrache lors des campagnes de suivi de la crue en janvier 2018.

Il n'est donc pas courant de pouvoir observer finement un évènement exceptionnel, du fait ; premièrement, de la difficulté de le prévoir ; mais aussi du fait de la complexité d'organiser un suivi optimal dans l'urgence en restant dans de bonnes conditions de sécurité. Cinq jaugeages solides ont pu être réalisés pendant cette période par le pôle métrologie d'INRAE et un autre en collaboration avec équipe de jaugeage du Cacoh (CNR). Les débits mesurés par ADCP pendant les jaugeages solides sont cohérents avec la courbe de tarage de la station CNR de Perrache (code station V3000015) et s'alignent bien sur l'hydrogramme (cf. Figure 3.33). Le 24 janvier, les quais piétons du Rhône ont été en partie inondés. Le débit jaugé ce jour-là est l'un des plus fort débit mesuré ces dernières années à Perrache. Les différentes phases de la crue sont échantillonnées suivant le protocole défini (cf. §3.1).

3.3.3.3 Concentration des sédiments transportés

Les prélèvements réalisés lors des jaugeages solides sont analysés en suivant le protocole de séparation par tamisage. Les figures qui suivent permettent d'étudier la répartition des concentrations en différenciant les sables et les fines. Lors de chaque campagne, on observe une concentration quasi-homogène des fines (cf. Figures 3.34 (a et c) à, 3.42 (a et c)) mais des gradients de sable marqués, jusqu'en surface (cf. Figures 3.34 b et d à Figure 3.42 b et d).

Ces gradients sont très marqués pendant la crue. On peut supposer que certains prélèvements de fond en rive gauche ont pu être contaminés par contact du préleveur avec le fond ou par des nuages de particules de sable se déplaçant par saltation dans cette zone (cf. Figure 3.36).

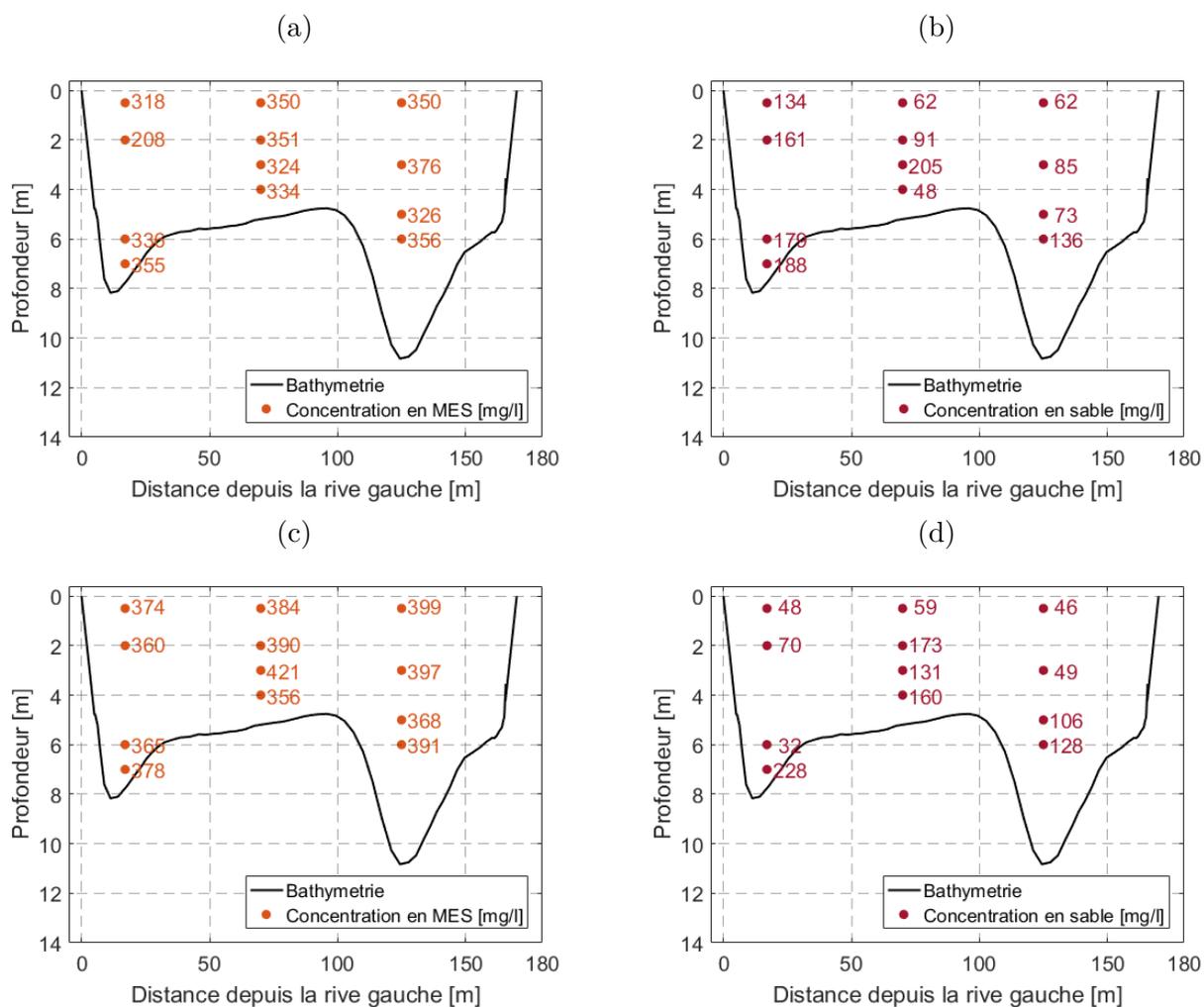


FIGURE 3.34. Répartition des concentrations dans la section sur le Rhône à Perrache le 05 janvier 2018 à 11h et 14h : concentrations en fines avec séparation par tamisage (a et c) et concentrations en sable après séparation (b et d).

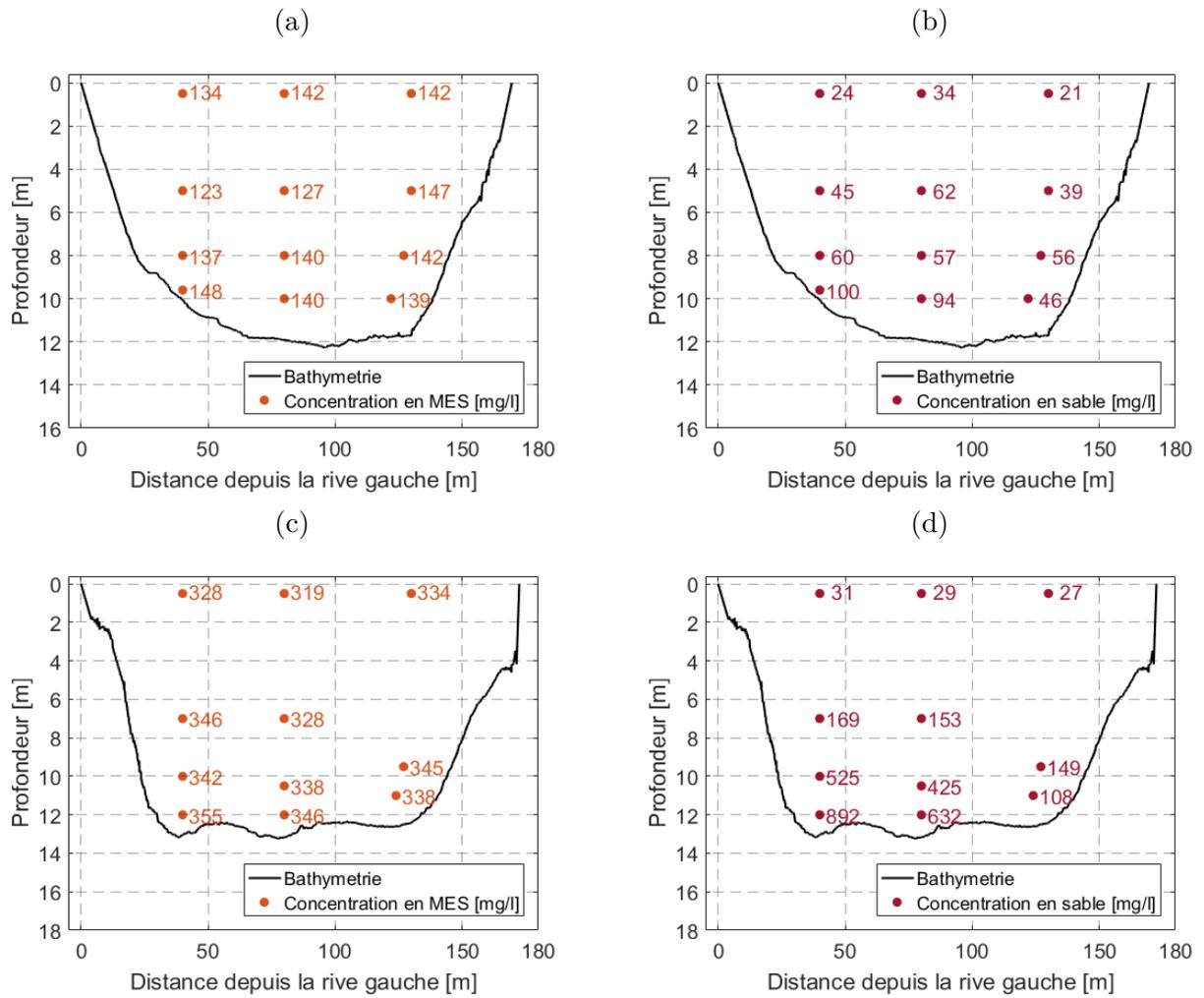


FIGURE 3.35. Répartition des concentrations dans la section sur le Rhône à Perrache les 22 et 23 janvier 2018 : concentrations en fines avec séparation des sable (a et c) et concentrations en sable après séparation (b et d).

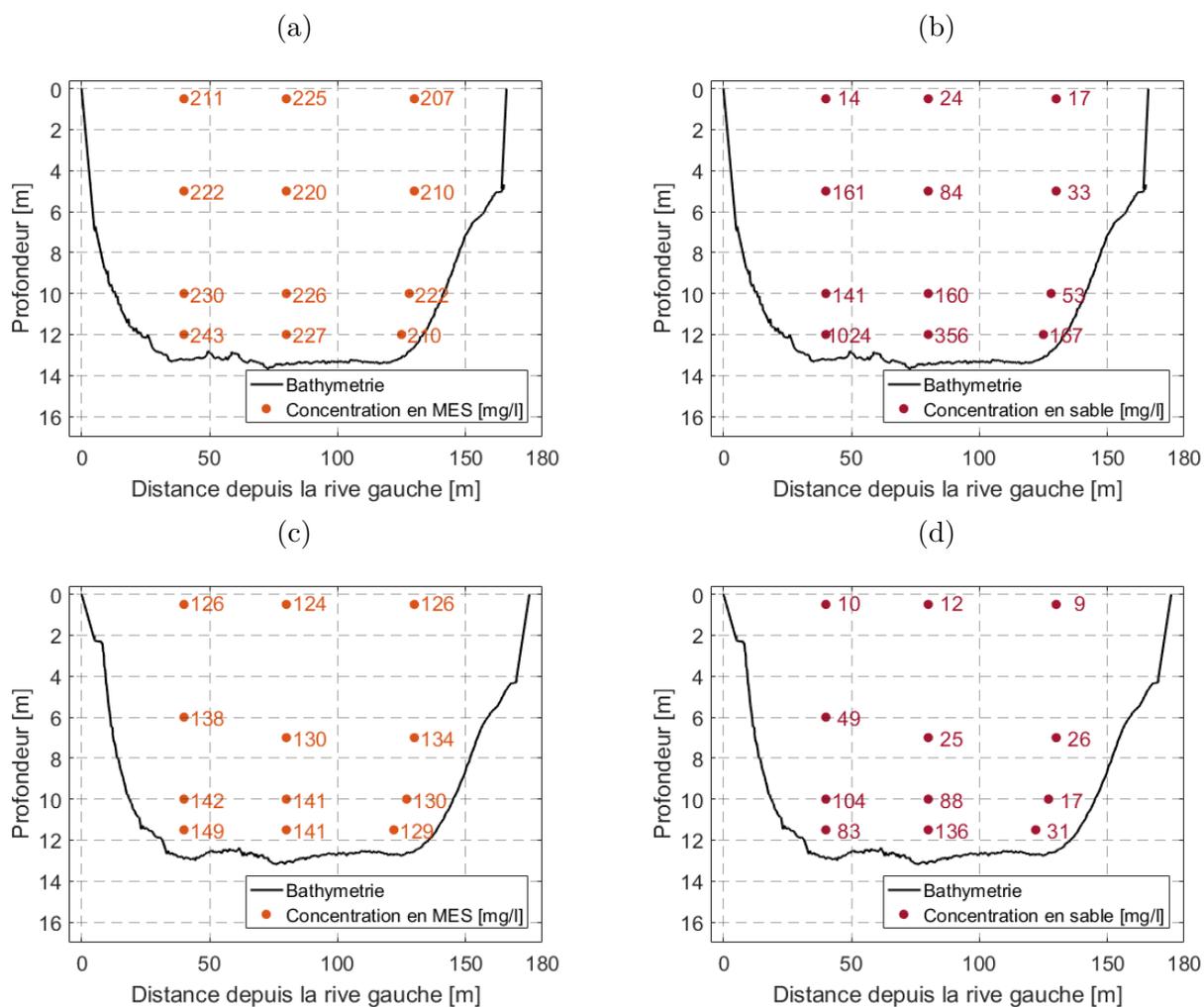


FIGURE 3.36. Répartition des concentrations dans la section sur le Rhône à Perrache, les 24 et 25 janvier 2018 : concentrations en fines avec séparation par tamisage (a et c) et concentrations en sable après séparation par tamisage (b et d).

Étudions maintenant la dynamique de l'évènement de janvier 2018 en terme de concentrations. La concentration en particules fines ($<63 \mu\text{m}$) peut être calculée grâce à la conversion de la mesure de turbidité enregistrée à la station du barrage de Jons à la diffuence du côté du canal de Jonage (cf. Figure 3.22).

A Jons si on superpose le signal de débit à celui de l'évolution de la turbidité (cf. Figure 3.37 a) on remarque que le pic de concentration arrive 5 heures avant le pic de crue pour l'évènement de début janvier et 7 heures avant pour l'évènement de fin janvier. On obtient une bonne concordance entre le signal de concentration en continu à Jons et la concentration moyenne en fines (MES avec séparation par tamisage) dans la section à Perrache (cf. Figure 3.37 b). Les concentrations mesurées à partir des échantillons du préleveur automatique à Jons sont analysés suivant le protocole de la norme (AFNOR NF EN 872, 2005) ce qui explique sans doute l'écart observé sur l'échantillon du pic (sans doute contaminé par du sable) qui présente une concentration bien supérieure à la concentration issue de la conversion de turbidité.

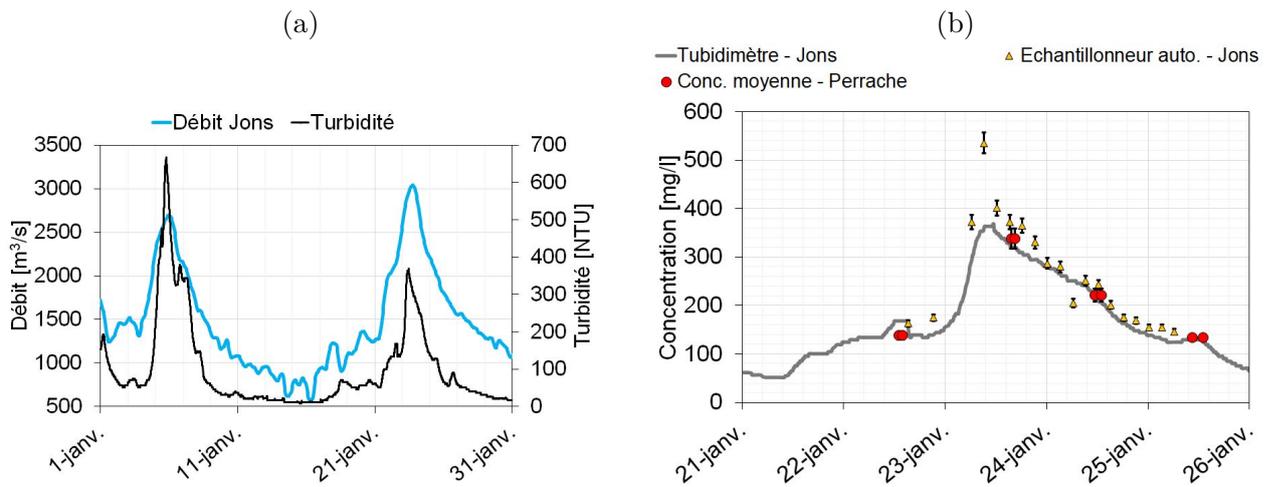


FIGURE 3.37. Crue du Rhône de janvier 2018 : Hydrogramme et signal de turbidité à Jons (a). Comparaison entre le signal du turbidimètre de Jons, les échantillons prélevés au même endroit avec un préleveur automatique (sans séparation par tamisage), (triangles jaunes) et les échantillons de fines (avec séparation par tamisage) moyennés sur la section à Perrache (points rouges) (b).

Si l'on isole la verticale centrale pour les 4 jaugeages solides de la fin janvier à Perrache, on peut présenter sous forme graphique l'évolution de la concentration en sable à différentes profondeurs durant les 4 jours de campagnes (cf. Figure 3.38). On observe une augmentation des concentrations du 22 au 23 puis une diminution durant le pic le 24 puis le 25 janvier. Le sable semble suivre la même dynamique que les particules plus fines lors de cet événement.

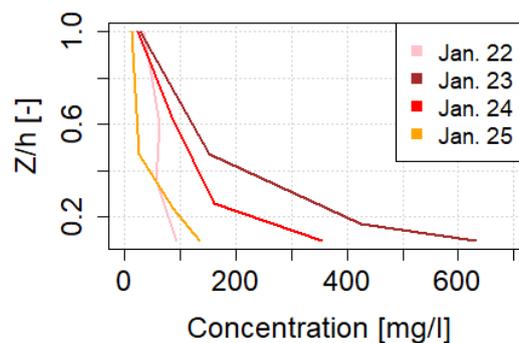


FIGURE 3.38. Évolution de la concentration en sable en fonction de la profondeur sur la verticale centrale, durant les 4 jaugeages solide de fin janvier 2018 sur le Rhône à Perrache.

3.3.3.4 Caractéristiques granulométriques des sédiments transportés

Tous les échantillons issus des jaugeages solides effectués sur le Rhône à Perrache sont analysés au granulomètre laser et pris en photo au microscope. Les échantillons ayant été tamisés à $63 \mu\text{m}$, il s'agit de faire ensuite deux analyses par échantillon et de combiner ces mesures pour obtenir la

distribution granulométrique du mélange (cf. Figure 2.4), on remarque alors la stabilité de la distribution granulométrique des fines et l'importance croissante avec la profondeur du mode sableux.

On peut également étudier l'évolution dans le temps du d_{50} aux différentes profondeurs explorées (cf. Figure 3.39) pour chacune des verticales de mesure (V1 à V3). On confirme ici l'augmentation du diamètre avec la profondeur décrit dans la littérature. Les sables transportés lors de cet événement ont un d_{50} moyen de $206 \mu\text{m}$ et de $157 \mu\text{m}$ lors des deux campagnes du 5 janvier. Le d_{50} atteint son maximum le 23 janvier puis diminue légèrement ensuite. Concentrations et distributions granulométriques en sable semblent suivre la même dynamique pendant l'évènement.

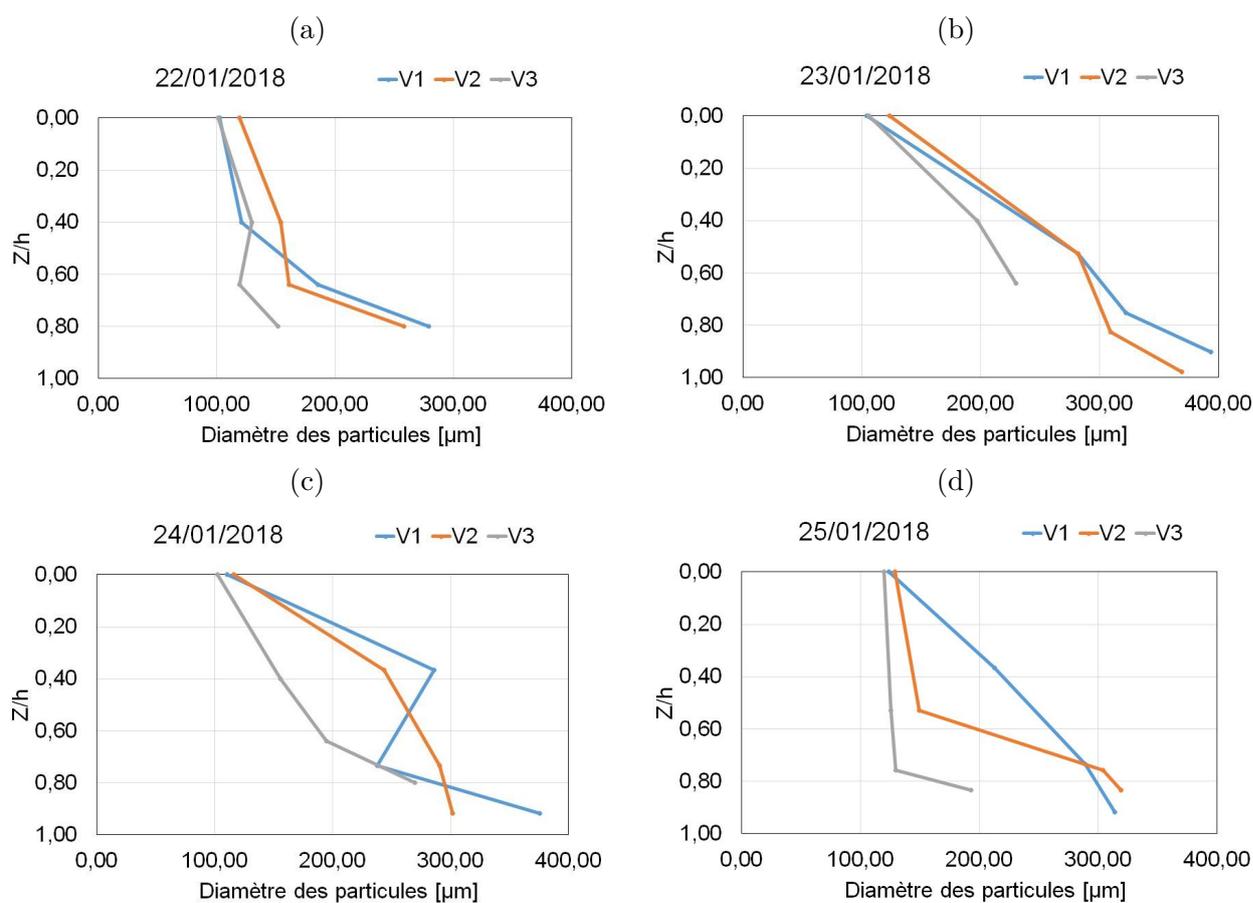


FIGURE 3.39. Evolution du diamètre médian d_{50} des sables en suspension dans le Rhône à Perrache du 22 au 25 janvier 2018.

3.3.3.5 Mobilité du fond

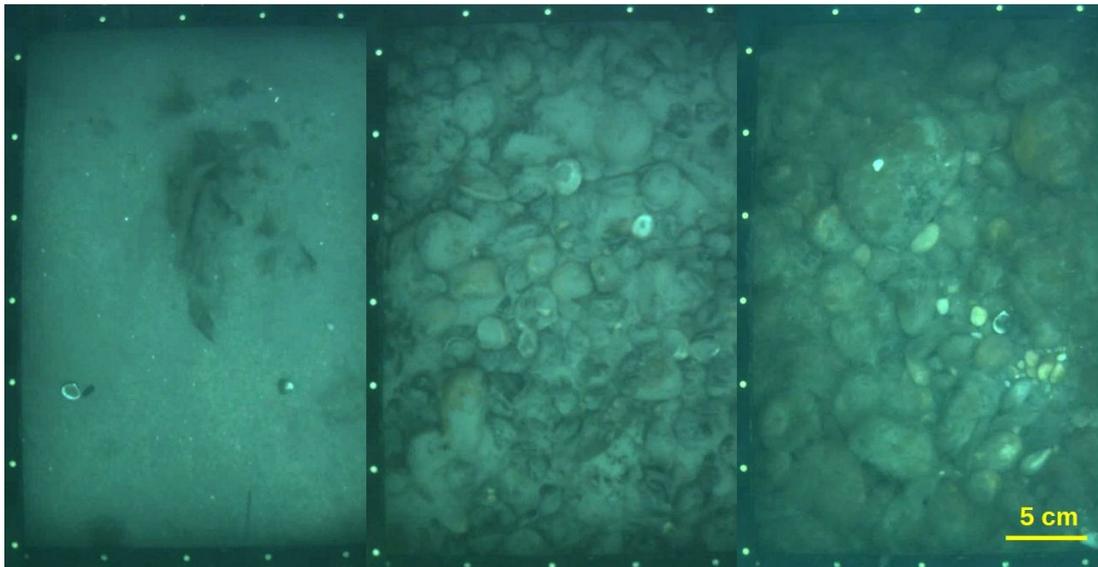


FIGURE 3.40. Montage de photos subaquatiques réalisées en février 2017 (transect P3 entre Perrache et la confluence, rive gauche à gauche, rive droite à droite) très proche de la zone explorée pendant les jaugages solides et correspondantes aux 3 verticales échantillonnées. Sur le même transect, une mesure à la drague de la CNR donne un d_{50} de 40 mm (photos et données du Burgeap - Grand Lyon).

Les couplages ADCP GPS peuvent permettre d'estimer une vitesse apparente du fond, et aider à estimer le charriage au fond (Rennie *et al.*, 2007). Sans aller jusque là, durant les campagnes de mesures de janvier 2018, des couplages ADCP GPS ont été effectués et ont permis de mettre en évidence la présence d'un fond mobile. Cette donnée est ici informative, en effet il est difficile d'estimer la nature, l'épaisseur ou la granulométrie de la partie mobile du fond.

L'exploitation de ces données est effectivement très délicate, en particulier en l'absence de prélèvements de la charge de fond. La vitesse apparente du fond peut être obtenue à partir de la différence entre le positionnement GPS et le positionnement de l'ADCP par rapport au fond. En effet, l'ADCP mesure son déplacement par rapport au fond, supposé fixe. En cas de mobilité du fond, la vitesse de l'ADCP va être biaisée, c'est là qu'en utilisant la vitesse de déplacement du capteur GPS (non affectée par le fond mobile) on va pouvoir estimer cette vitesse apparente du fond.

On peut voir sur la figure 3.41 a, les trajectoires ADCP (en rouge) et GPS (en bleu), on observe une divergence au centre de la section. La figure 3.41 b représente la vitesse apparente du fond calculée à partir des données du couplage. Ce cas du 23 janvier est très intéressant car la mobilité maximale du fond est observée dans la partie gauche de l'écoulement, c'est également dans cette partie que l'on observe les concentrations les plus fortes (cf. Figure 3.35 d) et les d_{50} les plus élevés (cf. Figure 3.39 d - verticale V1). L'intégration de cette indication de mobilité du fond pourrait à terme rentrer dans le calcul de flux moyennant des mesures complémentaires dans cette zone pour mieux comprendre cette couche mobile.

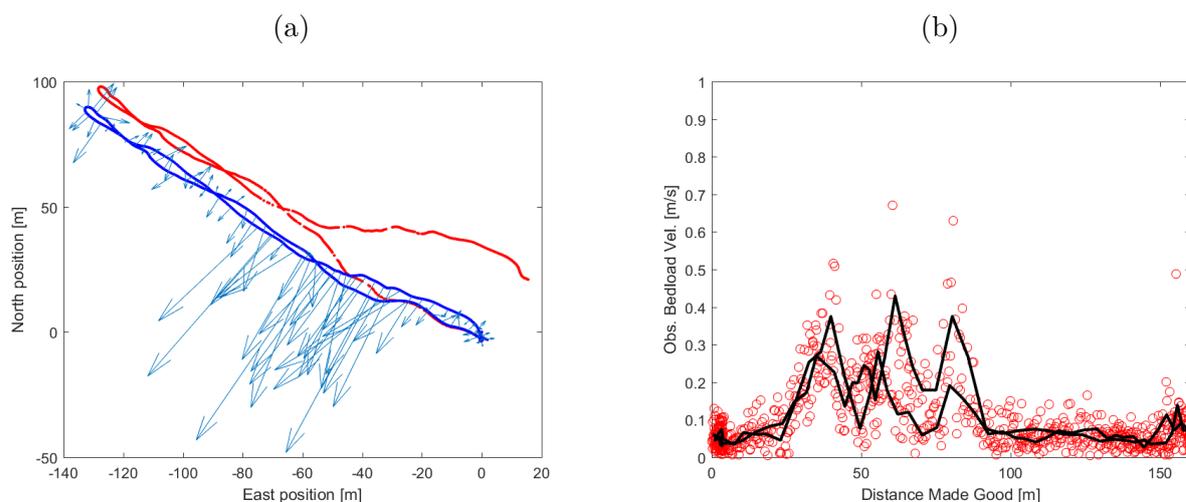


FIGURE 3.41. Étude du fond mobile à Perrache sur le Rhône le 23 janvier à partir de mesures ADCP aller-retour : trajectoires ADCP (en rouge) et GPS (en bleu), la taille des vecteurs vitesse est proportionnelle à l'intensité de celle-ci (a) ; Vitesse apparente du fond, points de mesure individuels (rouge) et moyennes (noir) lors des deux passages (b).

3.3.3.6 Données complémentaires

En plus des jaugeages solides effectués pendant la crue de janvier 2018, trois autres jaugeages solides ont été réalisés : le 13 décembre 2017 sur la section amont du tronçon durant une phase d'oscillations de décrue ; le 12 juin 2018 sur la section aval pendant une période de montée lente (cf. Figure 6.8) ; et enfin le 06 mars 2020 en montée de crue (proche du pic). Les débits pendant ces trois jaugeages solides étaient plus modestes que pendant la crue de janvier 2018. Lors des deux événements de décembre et juin 2018, les concentrations en sable étaient beaucoup moins marquées qu'en janvier. Le jaugeage solide de juin 2018 présente des concentrations en sable extrêmement faibles, ceci met en défaut l'approche de calage du profil exponentiel, comme on le verra dans les chapitres suivants. L'adaptation de la méthode de calcul des flux normalisée est probablement mieux adaptée dans ce cas là, pour déterminer le flux. Le jaugeage de mars 2020, quant à lui est aussi très intéressant car l'évènement fait suite à une crue de l'Ain et une quantité de sable non négligeable est transportée (cf. Tableau 6.1).

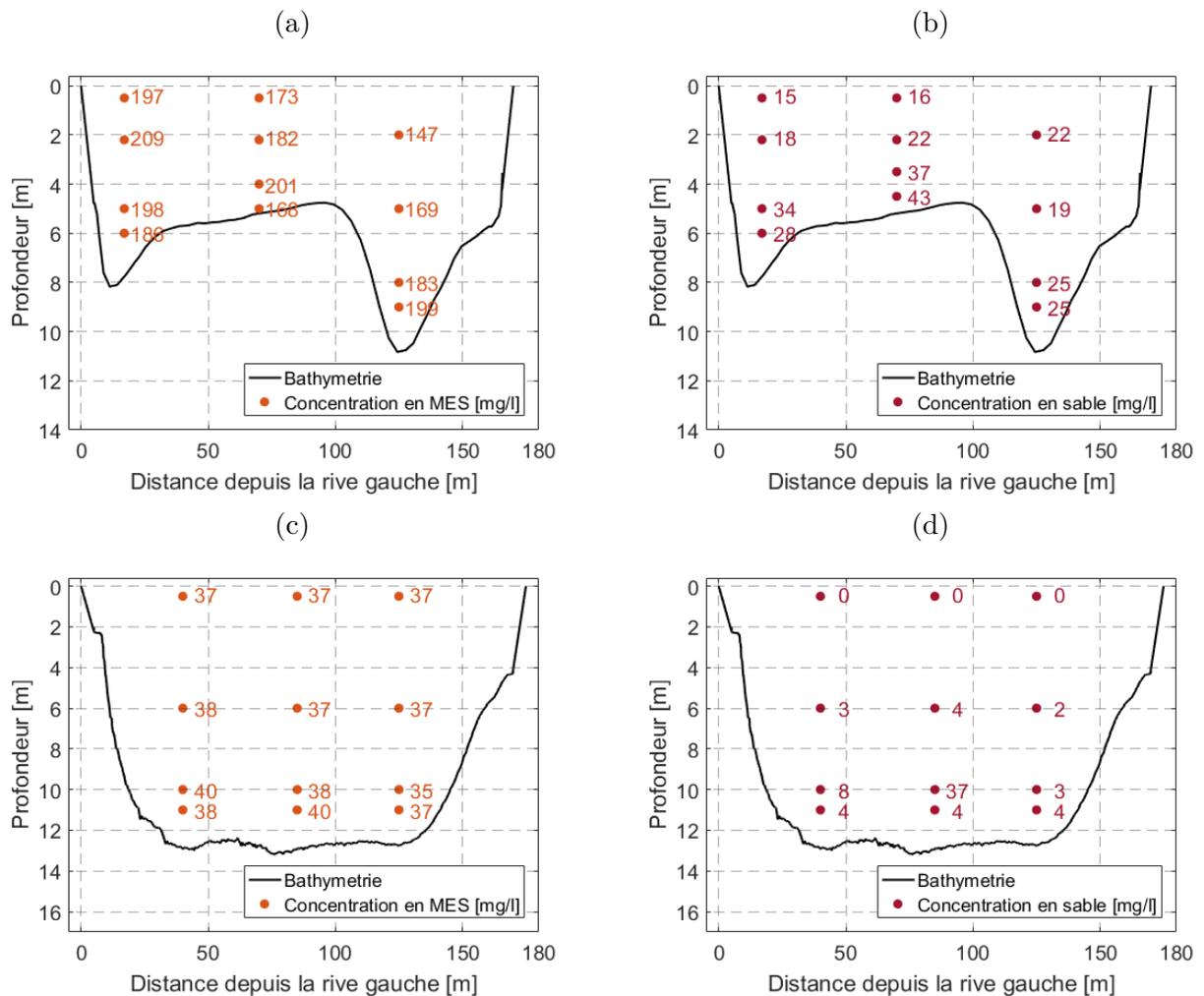


FIGURE 3.42. Répartition des concentrations dans la section sur le Rhône à Perrache le 13 décembre 2017 et le 12 juin 2018 : concentrations en fines avec séparation par tamisage (a et c) et concentrations en sable après séparation par tamisage (b et d).

3.3.3.7 Calcul des flux sur le Rhône

Le débit liquide à Jons est modélisé avec le modèle MAGE (Dugué *et al.*, 2015). La combinaison du débit modélisé et de la chronique de concentration permet de modéliser le volume d'eau et les flux de particules. Les flux et volumes sont calculés par les outils de calcul de la base de donnée de l'OSR sur BDOH (Thollet *et al.*, 2018). Si on considère le volume annuel d'eau passé par Jons en 2018, 1/5 de ce volume est passé en janvier (seulement 6 jours en-dessous de 1 000 m³/s au mois de janvier, ce qui est remarquable). On contraint la durée des deux crues à 5 jours autour du pic pour pouvoir les comparer. En terme de volume d'eau, les deux crues contribuent à plus de la moitié du volume passé en janvier (cf. tableau 3.4). Le flux de particules (MES sans séparation par tamisage) qui a transité pendant les deux évènements est plus important pour la première crue que pour la seconde. Le second évènement atteint un débit plus fort mais la concentration en MES (sans séparation du sable) est plus forte sur le premier évènement, ce qui explique les écarts. Fin janvier à Jons, près de 60% du volume annuel de MES (sans séparation par tamisage) est passé.

Durée	Volume d'eau [Mm ³]	Flux cumulé MES [Mt]	Débit de pointe [m ³ /s]	Concentration de pointe (MES) [g/l]
04 au 09 janvier 2018	880	0,28	2700	0,72
21 au 26 janvier 2018	990	0,19	3050	0,40
Janvier 2018	3900	0,57	3050	0,72
Année 2018 (hydrologique)	20100	0,98	3050	0,72

TABLE 3.4. Données de 2018 à Jons sur le Rhône (issues de la base de données BDOH).

3.3.3.8 Conséquences des évènements de janvier 2018

Des quantités de sable importantes ont donc transité dans le Rhône pendant les crues de janvier 2018. Une partie de ce sable s'est déposée dans la traversée de Lyon comme constaté par les équipes de la Métropole en charge de l'entretien de ce tronçon du Rhône. 6 000 m³ de sable avaient été dragués en 2017 sur le secteur du mouillage des péniches en rive gauche du Rhône, un suivi bathymétrique partiel après les crues de janvier a permis d'estimer qu'une quantité équivalente avait été déposée pendant l'évènement (André, 2018).

24 péniches sont à quai dans ce secteur et la Métropole entretient les mouillages régulièrement par des dragages. Ce phénomène est loin d'être nouveau, deux études de la CNR en 1989 et 1991 (CNR, 1989, 1991), proposaient alors plusieurs solutions techniques d'aménagement local pour pallier l'ensablement de ce secteur. 38450 m³ ont été déplacés entre 1989 et 2017 sur ce secteur des mouillages entre le Pont de Lattre de Tassigny et le Pont Lafayette.

En janvier 2018, de grandes quantités de dépôts de sable ont aussi été observées sur les berges du vieux Rhône à l'aval du barrage de Pierre-Bénite (cf. Figure 3.43). Des dépôts de sable ont été également observés dans le delta de l'Ain après l'évènement, par contre peu de dépôts ont été observés entre les canaux de Miribel et Jonage. Peut-être que ce secteur est trop dynamique en crue pour permettre les dépôts et une partie de la zone n'a pas pu être observée du fait de son étendue et des zones réglementées (champs captant). On retrouve une partie du sable à l'arrivée dans Lyon en rive gauche puis dans le vieux Rhône à l'aval du barrage de Pierre-Bénite lorsque le Rhône peut déborder dans son lit majeur et sans doute plus bas.



FIGURE 3.43. Photos de dépôts de sable relevés en rive droite sur le Rhône court circuité de Pierre-Bénite entre Vernaison et Givors (PK 11 à 16) après la crue de janvier 2018. Photos du 26 février 2018.

3.3.3.9 Origine des sables déplacés par les évènements de janvier 2018

Afin de déterminer l'origine des sables en suspension, plusieurs stratégies sont possibles :

- Une approche en termes de flux liquides couplée à des observations de flux et avec l'aide d'une modélisation hydraulique, peut permettre d'effectuer des hypothèses sur la provenance des sédiments et leur répartition dans le bassin versant (Launay *et al.*, 2019a). Dans le cas de la crue de janvier, une telle étude n'a pas été réalisée mais serait très intéressante, cependant il faudrait un modèle qui permette de représenter le transport du sable. Si l'on observe la dynamique hydrologique des évènements de janvier, on peut supposer que la proportion de débit liquide dans la crue à Perrache est majoritairement de l'eau de l'Ain, probablement accompagnée de grosses quantités de sable.
- Une approche géologique par la pétrologie et la géochimie. En analysant la composition des échantillons, il faudrait trouver des éléments discriminants qui permettent de retrouver des indices sur la provenance des sables du Rhône. Des études de ce type sont menées sur de grands bassins versants du monde par l'Université de Milan (Garzanti *et al.*, 2006, 2007, 2016). Pour effectuer le tri complet d'un échantillon de sable, il faut plusieurs centaines de grammes, plus encore si l'on veut effectuer une datation. Les quantités prélevées en suspension sont trop faibles dans notre cas pour que la minéralogie soit analysée, elle peut cependant être effectuée sur des dépôts. Une autre difficulté est que la diversité géologique des bassins

versants des différents affluents du Rhône ne permettrait pas de déterminer précisément l'origine des sables déplacés ou déposés dans le Rhône. Enfin, il faudrait savoir déterminer la part de sédiment mobilisée directement par l'érosion des versants de celle qui provient de reprises de dépôts anciens au cours de l'évènement.

3.3.4 Mesures sur le Bas-Rhône

3.3.4.1 Mesures à Bourg-les-Valences à la confluence de l'Isère et du Rhône (Mai 2015).

Le suivi des apports sédimentaires de la Basse-Isère au Rhône est assez complexe. La confluence avec le Rhône est également un aménagement hors du commun avec le barrage Isère qui permet de dévier les débits les plus forts vers l'ancien bras naturel du Rhône, en protégeant le barrage usine de Bourg-les-Valences utilisé pour la production d'électricité et la navigation. En mai 2015, une crue quasi-décennale affecte la Basse-Isère, plus de 1500 m³/s sont mesurés à la station de Beaumont-Montoux, elle est accompagnée d'une chasse des différents ouvrages de la chaîne de production de la Basse-Isère. Une campagne de mesures les 4 et 5 mai 2015 a été effectuée, elle comportait des mesures ADCP, des prélèvements dans le canal d'amenée et sur l'Isère juste en amont de la confluence. Pour des raisons de sécurité et d'accès, aucune mesure n'a pu être réalisée plus en amont sur l'Isère, des campagnes de mesures du transport solide par charriage ont également été effectuées depuis la trille téléphérique de Beaumont-Montoux pendant et après l'évènement (Naudet *et al.*, 2016). Les données ADCP de cette campagne ne sont pour la plupart pas exploitables, les concentrations extrêmes atténuent fortement les signaux acoustiques et la détection du fond notamment. Des mesures de température ont été effectuées, celle de l'Isère en surface est comprise entre 11 et 12 °C pendant ces deux jours tandis que celle du Rhône est comprise entre 14 °C et 15 °C. Nous n'avons pas observé d'évolution longitudinale de la température de surface du Rhône. La figure 3.44 illustre l'influence combinée de la température, de la concentration et du mélange sur le champ de vitesse. Il s'agit d'un champ de vitesse mesuré à l'ADCP sur le Rhône dans une section transversale en aval de la confluence du Rhône et de l'Isère. On remarque un courant fort de plus de 2 m/s dans la partie basse de la section. Il s'agit de l'eau de l'Isère plus fraîche et plus concentrée en sédiments (au fond 20 g/l contre 0,3 g/l pour le Rhône). La vitesse et la viscosité de l'eau de l'Isère étaient plus importantes que celle de l'eau du Rhône, sa densité était également légèrement supérieure ce qui explique que l'eau de l'Isère "plonge" au fond du canal usinier du Rhône.

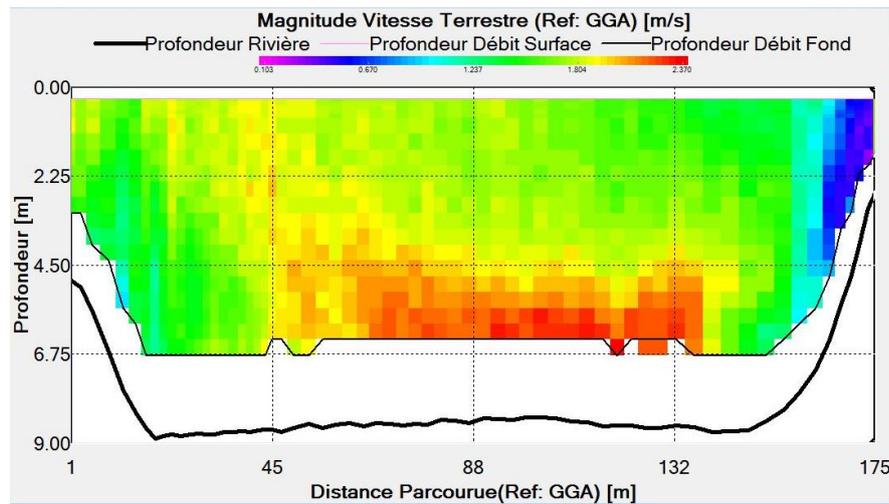


FIGURE 3.44. Champ de vitesse mesuré (ADCP RG 600 kHz) sur le Rhône en mai 2015 en aval de la confluence avec l'Isère illustrant le mélange d'eaux aux densités différentes.

Les prélèvements pour la mesure de concentration montrent sur l'Isère une concentration de surface de 5 g/l qui augmente graduellement jusqu'à près de 20 g/L près du fond (cf. Figure 3.45 b). Il s'agit de mesures de la MES totales, incluant donc les sables. Les dépôts analysés par la CNR autour des ouvrages de Bourg-les-Valences montrent la présence de grandes quantités de limons grossiers et sables fins (50 à 200 μm). Les données de cet évènement ont été exploitées (Camenen *et al.*, 2019b) pour évaluer la dynamique du sable dans ce système complexe par une approche multi-technique (mesures acoustiques, turbidité, prélèvement de la suspension et du charriage, étude de la bathymétrie, granulométrie) qui permet d'affiner au mieux l'évaluation et la dynamique des flux de sable, notamment à l'aide d'une approche par courbe de tarage sédimentaire que nous détaillerons par la suite.

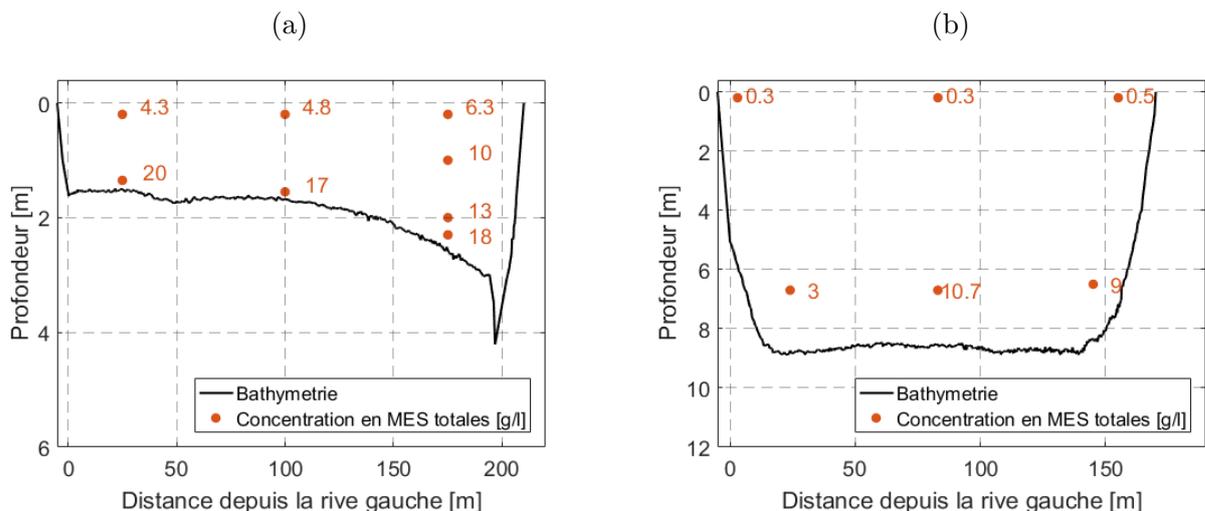


FIGURE 3.45. Répartition dans la section des concentrations en MES sans séparation par tamisage sur : L'Isère à la confluence avec le Rhône le 4 mai 2015 (a) Le Rhône au PK 101,7 le 4 mai 2015 (b).

3.3.4.2 Mesures à Bourg-lès-Valences à la confluence de l'Isère et du Rhône (Janvier 2018).

Une campagne de mesures a eu lieu les 6 et 7 janvier 2018 à la confluence de l'Isère et du Rhône. Un suivi avec prélèvements a été réalisé depuis le pont "véloroute" par les équipes d'Irstea de la CNR et d'EDF. Plusieurs préleveurs ont été déployés, une bouteille de Delft et un préleveur type bouteille horizontale. Une campagne de mesures avec mesures ADCP et Aquascat ainsi que des échantillons par bouteille horizontale ont également été réalisés. Les échantillons ont été analysés avec séparation des sables par tamisage. Des mesures de température ont été effectuées, celle de l'Isère en surface était autour de $7,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ pendant ces deux jours tandis que celle du Rhône était autour de $10\text{ }^{\circ}\text{C}$. On a donc encore une fois un mélange rendu plus long par la différence de densité des eaux. On déduit bien le mauvais mélange sur les figures 3.46 a et b, autant pour les particules fines que pour le sable.

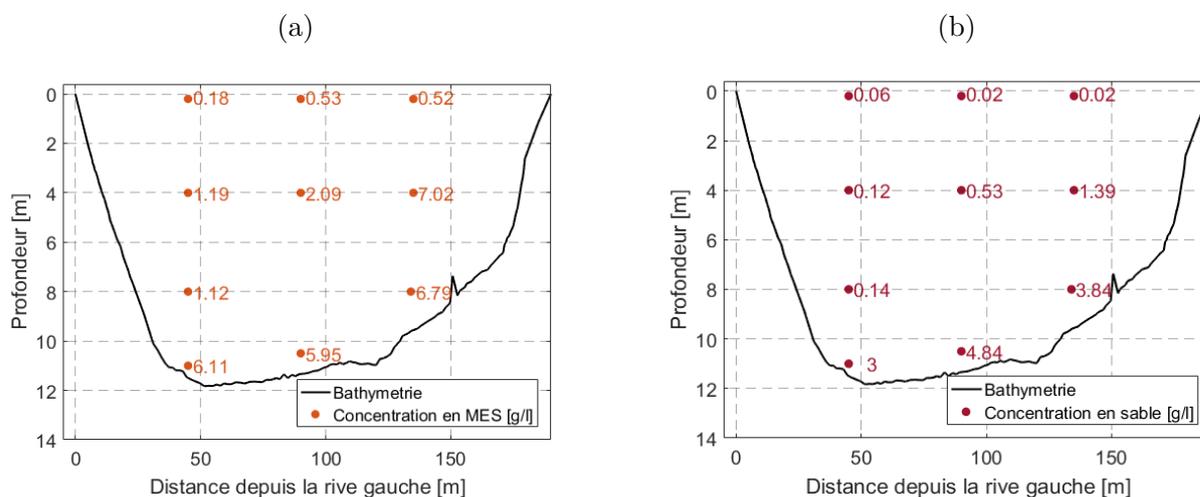


FIGURE 3.46. Répartition dans la section des concentrations sur le Rhône le 6 janvier 2018 au PK 102,7 en aval de la confluence avec l'Isère : concentrations en fines avec séparation par tamisage (a) et en sable avec séparation par tamisage (b).

3.3.4.3 Mesures à Port-Saint-Louis-du-Rhône lors d'une crue (Novembre 2016).

On trouve des fonds sableux dans les deux bras du delta du Rhône. [Arnaud-Fassetta *et al.* \(2003\)](#) établissent que la granularité des sédiments du fond diffère dans les deux bras du delta. Ce sont les galets et les sables grossiers à moyens qui caractérisent les fonds du Grand Rhône, alors que le Petit Rhône ne reçoit que des sables moyens à fins. Une transition brutale entre les galets et les sables est mise en évidence 25 km en amont de l'embouchure du Grand Rhône. [Arnaud-Fassetta *et al.* \(2003\)](#) expliquent cette transition par la conjonction de trois facteurs : structural (affleurement du cailloutis durancien pléistocène ou des cordons littoraux à galets holocènes), géomorphologique (réduction locale de la pente du lit, effet de seuil) et hydraulique (réduction des puissances spécifiques).

Dans l'étude [Sogreah \(2000b\)](#), les auteurs analysent les données de MES entre Beaucaire et Arles et proposent des lois d'ajustement de la concentration en MES en fonction du débit, en dissociant

les hautes eaux ordinaires (au-dessous de 3 000/4 000 m³/s) et les crues. L'exploitation de mesures faites par Sogreah en 1956 sur toute la verticale a permis de mettre en évidence le biais introduit par les mesures de surface uniques réalisées en général. En effet, ils ont observé qu'en régime moyen, la concentration en suspension est relativement homogène sur toute la hauteur. Cependant, une hétérogénéité apparaît lors des plus forts débits, avec des concentrations nettement plus fortes à proximité du fond. Les auteurs annoncent que la non prise en compte de ce phénomène conduit à sous-estimer les volumes solides transités lors des fortes crues. Malheureusement, les données de 1956 n'ont pas été retrouvées, il s'agit des données rassemblées par [Lorgeré \(1957, 1959\)](#). L'étude de [Sogreah \(2000c\)](#) qui reprend ces résultats indique la présence d'une suspension graduée de sable pendant les crues. Les mesures réalisées en novembre 2016 nous apportent une autre preuve d'une suspension de sable lors de cet évènement plus récent, jusqu'en surface.

En novembre 2016, des pluies intenses liées à des flux de sud ont provoqué des orages importants sur le sud-est de la France, entraînant des crues de tous les affluents rive droite du Rhône (Gardons, Cèze, Ardèche, Gier, Eyrieux) ainsi que la Durance en rive gauche. Ces montées soudaines des eaux ont à leur tour provoqué une crue du Rhône dans sa partie aval entre le 22 et le 26 novembre 2016 avec un pic de crue le 23 novembre à plus de 6 000 m³/s.

Les conditions très difficiles de navigation, associées à des problèmes techniques ont rendu très compliquée la réalisation des mesures prévues. Deux points de surface et une verticale de mesure complète ont été effectués par échantillonnage à la bouteille horizontale le 23 novembre à Port-Saint-Louis-du-Rhône au PK 322 et le lendemain, un jaugeage solide a été en partie réalisé à proximité de la section du bac de Barcarin plus en amont. Les deux campagnes de mesures ont eu lieu pendant la phase de décrue de l'évènement à 5 000 puis 2 500 m³/s.

Rivière	Date et heure	Précision lieu de prélèvement	Concentration [g/l]
Rhône	22 novembre 2016-17h20	Restitution usine CNR de Baucaire, surface au centre de l'écoulement, (Cacoh)	3,46
Rhône	23 novembre 2016-8h10	PK 322 en surface à 130m de RD (INRAE)	4,95
Rhône	23 novembre 2016-8h10	PK 322 en surface à 130m de RG (INRAE)	5,04
Durance	24 novembre 2016-16h	1 km en amont de la confluence avec le Rhône, surface au centre de l'écoulement, (Cacoh)	4,75

TABLE 3.5. Prélèvements manuels effectués lors de la crue de novembre 2016

Les deux échantillons de surface au PK 322 ont été prélevés lors d'une première traversée à 8h10 le 23 novembre. La concentration en MES totale est exceptionnelle pour le Rhône : 5,04 g/l à 130 m de la rive droite et 4,95 g/l à 130 m de la rive gauche, ce qui est cohérent avec les concentrations mesurées à Arles par la station de l'OSR. Cette concentration est la plus forte concentration mesurée sur le Rhône dans ce secteur depuis la crue de juin 2008. Comme indiqué dans le tableau 3.5, de fortes concentrations sont mesurées dans le secteur pendant cette période. La verticale de mesure de Port-Saint-Louis-du-Rhône a été réalisée à proximité de la rive gauche (35m) dans une zone peu turbulente. En effet, les conditions de navigation étaient très difficiles ce jour là avec une forte houle et de grandes difficultés à stabiliser le bateau. Malgré ces conditions, les échantillons obtenus sont

très intéressants et permettent de mettre en évidence un gradient de concentration en MES totale importante (cf. Figure 3.47 a), ainsi qu'un gradient de sable en suspension (cf. Figure 3.47 b).

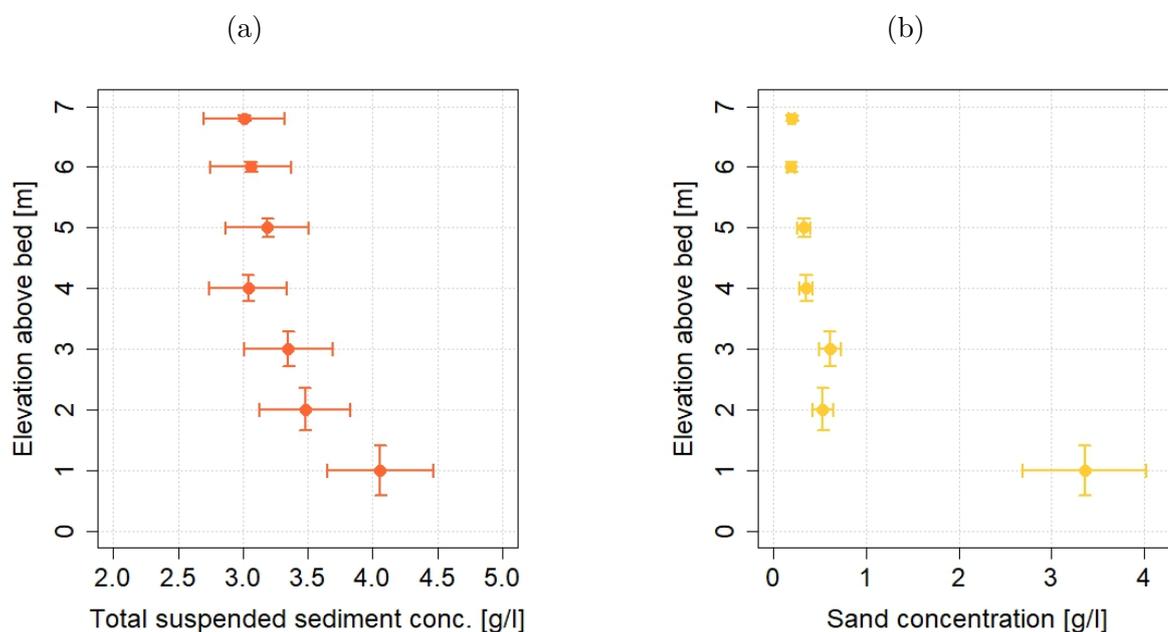


FIGURE 3.47. Verticale de concentration mesurée à Port-Saint-Louis-du-Rhône le 23 novembre 2016 entre 15h et 16h : Profil de concentration en MES totales (a), profil de concentration en sable (b).

Le lendemain (24 novembre) une campagne de mesures a été réalisée au niveau du bac de Barcarin en amont de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Un fond mobile a été détecté par l'ADCP, sa vitesse apparente est de 0,53 m/s. Malheureusement, les mesures ADCP ne sont pas exploitables pour le calcul du flux de sable car la synchronisation avec un GPS n'a pas été possible ce jour-là. La distribution des concentrations est explorée avec une bouteille horizontale sur toute la profondeur. Les figures 3.48 a et b montrent la répartition des concentrations dans la section, on observe bien des gradients de MES totales et sables, l'un des échantillons de fond a été probablement contaminé par contact avec le fond. Les échantillons secs sont passés au four à moufle de laboratoire qui permet d'évaluer une quantité de 2 à 9% de matière organique dans la matière sèche récupérée.

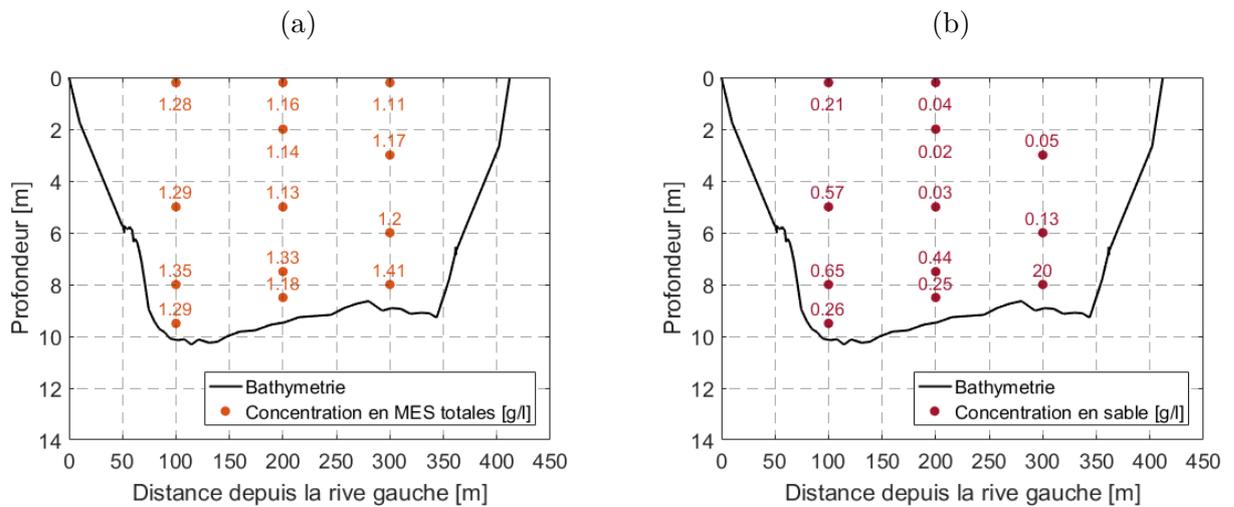


FIGURE 3.48. Distribution des concentrations dans la section de Barcarin le 24 novembre 2016 entre 11h et 12h : Distribution des concentrations en MES totales (a), Distribution des concentrations en sable (b).

La distribution granulométrique des MES totales est assez homogène sur toute la série d'échantillons du Rhône à Port-Saint-Louis-du-Rhône et Barcarin. Cette granulométrie est multimodale. On observe sur la série d'analyses de Port-Saint-Louis-du-Rhône une légère augmentation de la taille maximale des particules lorsqu'on se rapproche du fond (cf. Figure 3.49 b). On observe du sable en suspension surtout à proximité du fond mais aussi en surface comme le montre les concentrations en sable présentées sur la figure 3.48 b. La photographie 3.49 a, de l'échantillon pris à 5 m de profondeur montre bien des grains de sable.

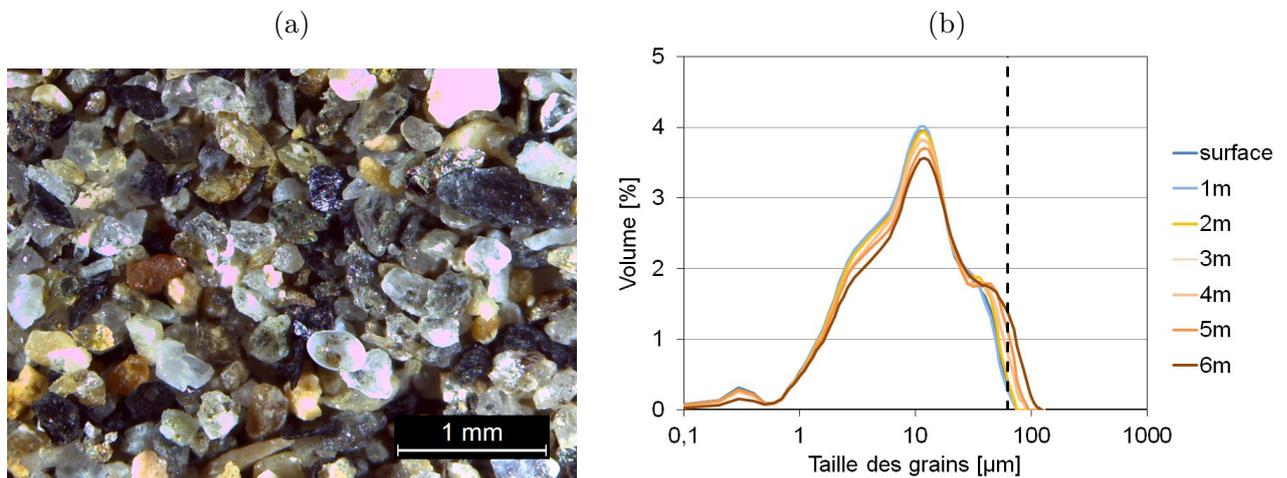


FIGURE 3.49. Le Rhône à Port-Saint-Louis-du-Rhône le 23 novembre 2016 : photographie des sables en suspension à 5 m de profondeur (a), distribution granulométrique des MES totales aux différentes profondeurs explorées (le trait vertical pointillé noir représente la limite de $63 \mu\text{m}$) (b).

On a donc mis en évidence lors de cette crue la présence de sable en suspension dans le Rhône à son exutoire, en particulier à proximité du fond. Cette campagne de mesures, n'a pas permis d'apporter toutes les informations espérées en terme de flux, mais elle est une étape dans la construction

de la stratégie d'échantillonnage et d'analyse des sables pour le calcul du débit de sable mis au point ensuite dans ce travail de thèse.

3.4 Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons d'abord défini une stratégie d'exploration de la section associant des prélèvements avec une bouteille horizontale et des mesures ADCP. Cette approche a été testée sur différents sites aux conditions différentes lors de campagnes de mesures dans le cadre de nos collaborations scientifiques. Ce protocole a ainsi été déployé principalement sur le Rhône mais aussi sur trois autres grands cours d'eau, le Colorado, le Mékong et l'Amazone où un protocole semblable était déjà en place.

Sous l'impulsion de l'OSR et de ses partenaires, le Rhône et ses affluents ont fait l'objet de suivis ponctuels pour la mesure du sable ces dernières années lors d'événements de crue ou de chasse. Ces événements, s'ils n'ont pas tous pu être exploités suivant le protocole défini et la méthode de calcul développée dans le chapitre 5, en ont posé les bases et ont permis de mieux comprendre le transport du sable en suspension. Ce sable en suspension graduée est donc présent dans le Rhône mais sa mobilisation est intermittente en fonction de la période de l'année, de sa disponibilité, des apports des affluents, des conditions hydrauliques et des contraintes liées aux aménagements et à la régulation des débits. Il se dépose dans les chenaux, devant les ouvrages ou les traverse, les contourne, rejoint le delta et alimente ainsi le littoral. L'étude globale Rhône ([Sogreah, 2000c](#)) indique que les sables morphologiquement actifs ($200 \mu\text{m}$) sur le littoral camarguais relèvent essentiellement du transport en suspension sur tout le cours du Rhône jusqu'à Arles. On retrouve un fond sableux seulement sur les derniers km du Rhône. Selon l'étude, le transit de ces sables ne serait pas perturbé par les ouvrages sur le Rhône, seule la mobilité des sables les plus gros (0,5 à 2 mm) serait affectée par les aménagements. Cette conclusion est contredite localement notamment à Lyon et Bourg les Valence où des dépôts réguliers de sable fin sont problématiques dans la gestion des ouvrages et du chenal. La distribution granulométrique des sables transportés en suspension est mal connue, car peu mesurée. D'après les études de [Lorgeré \(1959\)](#) menés en 1956-1957, cités dans l'Etude Globale Rhône ([Sogreah, 2000c](#)), la proportion était de 14% de sables (dont 2.5% de sables de diamètre supérieur à $125 \mu\text{m}$). Cette proportion avait permis l'estimation d'ordres de grandeur des flux annuels de sable qui pourraient être de quelques centaines de milliers de m^3/an . Cependant depuis les mesures de [Lorgeré \(1959\)](#), 11 aménagements hydro-électriques ont été mis en service sur le Rhône.

L'hydrologie du sable sur le Rhône est donc encore à construire pour bien comprendre la dynamique et les flux. La mise en œuvre de jaugeages solides réguliers peut permettre de quantifier et de mieux comprendre ces phénomènes. Le protocole de suivi proposé dans ce chapitre peut permettre de quantifier les flux. L'évaluation de ce protocole et les modalités de calcul du débit de sable en suspension dans la section sont l'objet des deux chapitres suivants.

4 Évaluation des méthodes de prélèvement et d'analyse

«Un fleuve est lettre close à la surface. Après avoir fait des observations près du fond, on s'aperçoit que chaque fleuve ou chaque chenal a son propre caractère. En faisant l'examen de ses caractères, on apprend beaucoup de choses remarquables, dont on peut profiter. L'ignorance est chère, parce que les frais des travaux maritimes se montent facilement à des millions.»

Johan Van Veen
(1937)

Avant-propos

Le contenu exact de cette partie (depuis le § 4.3.1 jusqu'au § 4.3.6) a été publié dans la revue *La Houille Blanche* pour sensibiliser la communauté francophone aux difficultés d'analyse des matières en suspension dans l'eau des rivières en présence de sable en suspension (Dramais *et al.*, 2019). Cela peut expliquer certaines redites éventuelles dans ce chapitre et par rapport aux précédents. Ces travaux ont également fait l'objet d'un article de conférence (Dramais *et al.*, 2018c) et d'une communication lors du congrès TSMR (Transport Sédimentaire et Morphodynamique des Rivières) (Dramais *et al.*, 2017).

4.1 Quelles incertitudes de mesure ?

Toute mesure est entachée d'erreur. Il est impossible d'effectuer des mesures rigoureusement exactes. L'incertitude est un paramètre associé au résultat d'un mesurage, qui caractérise la dispersion des valeurs qui pourraient raisonnablement être attribuées au mesurande (JCGM, 2008a). L'erreur est la différence entre la valeur mesurée et la valeur vraie de la grandeur ou mesurande que l'on cherche à déterminer. Comme la valeur vraie n'est jamais connue, l'erreur n'est jamais connue. Mesurer une référence raccordée à des étalons internationaux ayant une incertitude réduite est la manière la plus simple d'évaluer l'incertitude. Malheureusement, dans le domaine des prélèvements de sédiments en rivière, il est difficile de se comparer à une référence. Les comparaisons sont très complexes, en particulier en conditions réelles de terrain. Ceci est dû aux variations rapides, temporelles et spatiales, des apports sédimentaires et de la distributions des tailles de particules et des vitesses du cours d'eau.

Les différentes phases du protocole de mesure utilisé dans cette étude (cf. § 3.1) sont ici décomposées pour identifier et faire une quantification des différentes sources d'incertitudes en fonction des référentiels métrologiques, des données disponibles ou d'évaluations basées sur l'expérience ou des travaux antérieurs.

La question que l'on se pose ici est de savoir quelle est la représentativité de nos mesures. Nous allons essayer de répondre à ces trois questions : Quelles sont les erreurs de mesure et l'incertitude sur la concentration en sables de chaque échantillon ? Quelle est l'incertitude sur la concentration moyenne en sable sur la verticale ? Quelle est l'incertitude sur l'ajustement d'un profil exponentiel sur les concentrations mesurées ?

4.2 Évaluation des incertitudes des points de mesure

4.2.1 Sources d'erreur

Les études sur les erreurs d'échantillonnage ont été un des sujets abordés par le FISP dès 1940. Dans le rapport FISP (1941b), plusieurs préleveurs sont testés en laboratoire en un point fixe avec des conclusions intéressantes sur les performances des échantillonneurs, plusieurs aspects sont étudiés et influencent la mesure :

- L'intrusion du préleveur dans l'écoulement (FISP, 1941b),
- Les conditions d'entrée de l'eau et des sédiments dans le préleveur, le débit entrant, l'orientation et la forme de la buse (FISP, 1941b, 1952; Sabol et Topping, 2012),
- La durée d'exposition (Topping *et al.*, 2011),
- La classe granulométrique des sédiments en suspension (cf. Figure 2.20),
- La mesure incomplète de la section (FISP, 1941a; Guy et Norman, 1970),
- La contamination par contact au fond,
- La température de l'eau (FISP, 1952; Allen et Welch, 1967),
- Les pertes de sédiments lors des transferts d'échantillons (FISP, 1941b),
- L'influence des opérateurs (Allen et Petersen, 1981),
- La pression, le volume échantillonné, le type de flacon, la forme et le poids du préleveur (FISP, 1952).

Nous ne détaillerons pas ici les différentes influences de ces paramètres, qui sont, notamment pour les préleveurs isocinétiques, largement illustrées dans les rapports du FISP et de l'USGS. Trois préleveurs ont été utilisés dans ce travail, 2 préleveurs isocinétiques, le P-61 (Edwards et Glysson, 1999) et le D-96 (FISP, 2003) et la bouteille horizontale.

Topping *et al.* (2011) détaillent les sources d'erreurs principales liées aux mesures isocinétiques mais ces erreurs affectent aussi les prélèvements avec la bouteille horizontale :

- L'erreur de représentativité d'un l'échantillonnage partiel vis à vis de la répartition spatiale des sédiments dans la section,
- L'erreur de représentativité de l'échantillon vis à vis de la variabilité temporelle de la concentration,
- Les erreurs liées aux analyses en laboratoire.

L'influence de la répartition spatiale des sédiments sera abordée dans le § 4.5 et le chapitre suivant. Les erreurs liées aux analyses en laboratoire sont abordées dans le § 4.2.5 du présent chapitre. L'influence de la variabilité temporelle de la concentration et des vitesses est prédominante (Topping *et al.*, 2011). Cette erreur est proportionnelle à la taille des sédiments et au ratio entre la vitesse d'entrée dans le préleveur et la vitesse ambiante (cf. Figure 2.20). L'augmentation du temps d'exposition du préleveur jusqu'à 1 minute réduirait de 30% cette erreur. Pour les prélèvements intégrés sur la verticale, Topping *et al.* (2011) conseillent de doubler les passages sur chaque verticale pour réduire l'erreur en concentration. Le gain en incertitude totale est illustré sur la figure 4.1. Gitto *et al.* (2017) évaluent l'incertitude sur la concentration moyenne obtenue par échantillonnage isocinétique ponctuel sur 30 secondes à partir de suivis de la variabilité de la granulométrie et des concentrations avec un LISST SL. Ils concluent que le niveau d'incertitude est lié à la gamme de taille de sédiments considérés. Ainsi, pour la fraction fine, le niveau d'incertitude à 95% ($k=2$) est <5%, de 12% pour le sable en suspension et de 19,6% pour les plus grosses particules en suspension. Gitto *et al.* (2017) estiment de 9 à 12 minutes le temps d'intégration nécessaire pour obtenir un échantillon représentatif.

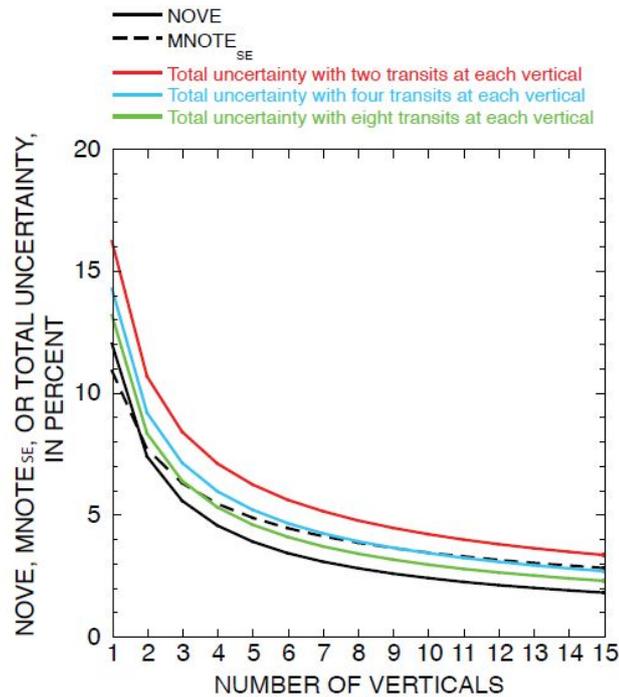


FIGURE 4.1. Comparaison de l’erreur relative sur le nombre de verticales “*number-of-verticals relative standard error (NOVE)*”, l’erreur relative sur le nombre d’explorations verticales “*mean number-of-transits relative standard error (MNOTE_{SE})*” et l’incertitude relative totale sur la concentration en sables dans un chenal trapézoïdal simple avec différentes situations de répétitions d’explorations verticales (Topping *et al.*, 2011).

De par le principe de fermeture instantané de la bouteille horizontale, les échantillons effectués ne peuvent pas détecter la variabilité temporelle des concentrations. Les essais réalisés en laboratoire avec des bouteilles horizontales (FISP, 1941b) ont permis de mettre en évidence un problème de dépôt de sédiment dans le préleveur lors d’expositions longues en canal. Différentes configurations de fermetures créent des turbulence variables en fonction de leur forme et de leur position. Ces expériences n’ont pas permis de quantifier l’importance de ces erreurs.

4.2.2 Incertitudes sur les mesures ADCP

L’évaluation des incertitudes des mesures de débit par ADCP est un sujet très débattu dans la littérature et qui ne sera pas discuté ici, quelques exemples de niveaux d’incertitudes sont donnés. Un aperçu des approches et des outils développés actuellement sur l’incertitude du résultat d’un jaugeage de cours d’eau sont présentés au § 2.5.2. Parmi les grandeurs mesurées par l’ADCP, le protocole va utiliser principalement la mesure de profondeur, de déplacement du capteur ainsi que la vitesse de l’eau.

La mesure de profondeur par l’ADCP a été comparée à plusieurs reprises sur le terrain et en laboratoire dans différentes configurations. Son incertitude est estimée à 2% par Simpson (2001). Lamy (2009) a calculé que dans des conditions de jaugeage avec les moyens de déploiement disponibles sur le Rhône et pour des mesures de profondeur supérieures à 1 m, l’incertitude sur la mesure de profondeur est inférieure à 2%. Pierrefeu (2009), après différents essais dans des canaux et écluses du Rhône obtient un intervalle de confiance sur la mesure de la profondeur par ADCP de 1% (à

95%).

Le suivi de fond ou “*bottom track*” qui permet la mesure du déplacement du capteur par rapport au fond fixe du cours d'eau, est la base de la mesure de vitesse de l'eau et de la mesure des dimensions de la section. Les différentes composantes de cette vitesse de déplacement ont été évaluées dans différentes études et notamment dans des canaux expérimentaux (Oberg et Mueller, 2007; Le Barbu *et al.*, 2008).



FIGURE 4.2. Essai de faisabilité de contrôle d'un ADCP dans le canal d'étalonnage du METAS en 2009 avec l'OFEV et la CNR.

Malheureusement à l'heure actuelle, les ADCP ne peuvent pas encore être contrôlés en conditions d'étalonnage dans les laboratoires accrédités pour l'étalonnage en vitesse en suivant le référentiel ISO 3455 (2007). Ce sujet est encore un projet de recherche des laboratoires, comme celui du METAS en Suisse (cf. Figure 4.2). L'USGS a aussi essayé de contrôler les ADCP en canal d'étalonnage mais plusieurs limitations rendent complexes les conditions de ces essais (mise en suspension de particules, échos parasites sur les parois, eau stagnante) (Oberg, 2002). Oberg (2002) détermine des écarts de 0,8% pour la vitesse de suivi de fond et 0,7% pour la vitesse de l'eau par rapport à la vitesse de la plateforme mobile du canal d'étalonnage David Taylor dans le Maryland. Shih *et al.* (2000) dans le même canal d'étalonnage testent 28 capteurs ADCP de différentes marques et fréquences, ils obtiennent des incertitudes légèrement supérieures aux spécifications des constructeurs. Un protocole en conditions réelles est aussi pratiqué pour contrôler la vitesse mesurée par l'ADCP avec un couplage de l'ADCP avec un DGPS. Ce protocole consiste à comparer les distances mesurées par le DGPS et l'ADCP sur de longs trajets (400-800m) dans différentes directions pour tester aussi le biais directionnel. Dans le même esprit Xie *et al.* (2019), ont mis en place un protocole dans un canal artificiel de navigation avec un drone aquatique muni d'un GPS et réglé sur une vitesse fixe, l'étude donne une incertitude de 7,1% ($k=2$) pour une vitesse de 1 m/s.

On distingue plusieurs composantes d'incertitude sur la vitesse ADCP, une composante aléatoire sur l'intensité de la vitesse de l'eau, une composante sur la vitesse de l'ADCP par rapport au fond (Dramais, 2011). Ces incertitudes peuvent être évaluées par des approches analytiques (Kim et Yu, 2010; Huang, 2018) ou obtenues des constructeurs. Certains fabricants d'ADCP fournissent des

logiciels ou des formules (RDI, 1997) pour estimer l'incertitude sur la vitesse attendue pour une configuration particulière de matériel et de déploiement. Pour les modèles modernes des principaux fabricants, on peut retenir des incertitudes de $\pm 0,25\%$ à 1% de la vitesse de l'eau par rapport à celle de l'ADCP ± 2 mm/s.

Dans le protocole développé dans ce travail, 6 transects ADCP sont utilisés et combinés avec les concentrations mesurées pour déterminer le débit de sable en suspension. Le fait de moyenner les résultats des passages ADCP successifs permet d'effectuer une moyenne spatio-temporelle des vitesses et de réduire les incertitudes, comme on le recherche lors des jaugeages liquides. A l'image des mesures réalisées par Attard *et al.* (2014) ou conseillées par Boldt (2015), lors des campagnes de 2018-2019 sur le Colorado, des verticales fixes ont été effectuées sur plusieurs minutes avant de prélever, ces données n'ont à ce jour pas encore été exploitées mais peuvent aussi permettre de mieux quantifier la variabilité des vitesses.

4.2.3 L'erreur de positionnement en plan du prélèvement

L'objectif est de faire des mesures sur un transect perpendiculaire au chenal. Comme pour un jaugeage liquide à l'ADCP, l'embarcation doit pouvoir se maintenir dans l'écoulement et tenir des trajectoires. Lors des jaugeages ADCP, au moins 3 aller-retours sont effectués afin de moyenner les données. Il est parfois délicat de repasser exactement sur le même transect, des décalages de quelques mètres sont courants. De plus, pour permettre d'échantillonner dans le transect à la bonne profondeur, l'embarcation doit dériver depuis l'amont pour atteindre la verticalité du câble qui maintient le préleveur (cf. § 3.1). Des échantillons successifs avec la bouteille horizontale sont réalisés sur chaque verticale. L'opérateur doit trouver un compromis entre le fait d'atteindre la verticalité du câble et la dérive de sa position vis à vis du transect. La dérive est anticipée par le pilote du bateau ce qui nécessite une bonne coordination entre les opérateurs et une bonne connaissance du site de mesure.

Ces contraintes amènent un certain nombre d'erreurs qui se cumulent dans l'incertitude sur la position du préleveur. Le numéro d'ensemble ADCP pour lequel l'heure exacte correspondant à l'impact du messenger sur le préleveur, est noté par l'opérateur ADCP. Le temps de réaction entre le déclenchement de la fermeture du préleveur et la lecture du numéro d'ensemble peut entraîner un léger décalage. Afin de vérifier que les échantillons sont bien réalisés sur la même verticale, on peut aussi étudier la position correspondante au déclenchement de la fermeture du préleveur pour chaque échantillon des verticales successives. A partir de ces différentes positions, on peut calculer facilement la distance entre les points à l'aide de formules de trigonométrie sphérique. Ces distances entre points ont été calculées pour les campagnes de mesures réalisées sur le Rhône à Lyon Perrache entre décembre 2017 et juin 2018. Les écarts entre une cinquantaine de points sont représentés sur la figure 4.3.

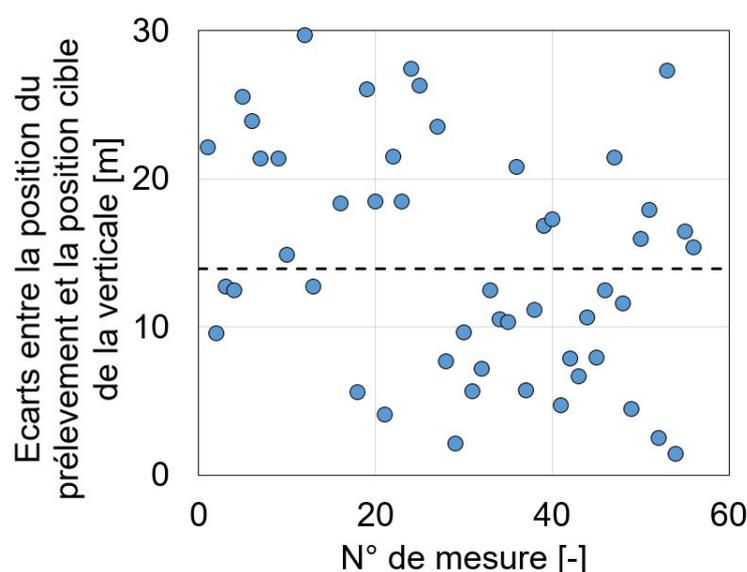


FIGURE 4.3. Écarts mesurés sur la position en plan des verticales de prélèvement sur le Rhône à Perrache.

Les systèmes de positionnement par satellites, également désignés sous le sigle GNSS (Géolocalisation et Navigation par un Système de Satellites) sont maintenant capables de déterminer la position en plan d'un point de mesure sur la terre rapidement avec une justesse sub-métrique. Cette justesse va dépendre du nombre de satellites reçus et du temps d'intégration du signal. Lors des campagnes de mesures réalisées sur le Rhône pour cette étude, un capteur GNSS Leica System 1200 a été utilisé, il permet grâce à une solution de correction en temps réel (Orphéon) de se positionner avec une précision sub-métrique ou centimétrique, l'incertitude annoncée par le distributeur de la solution Orphéon est un positionnement à ± 2 cm. Ce système de positionnement est embarqué sur le bateau de prélèvement et permet le partage d'une trame NMEA synchronisée avec les données ADCP et la collecte des prélèvements. Cette opération permet le positionnement dans l'espace des données ADCP. L'utilisation d'un GPS mobile avec passage d'une berge à l'autre avec des phénomènes de masquage et dans des conditions de navigation parfois chahutées peut entraîner une instabilité de la qualité du positionnement.

Les écarts calculés sont parfois importants (cf. Figure 4.3). Par rapport au transect, ils sont orientés principalement dans le sens de l'écoulement vers l'aval, ils correspondent à une dérive supérieure à l'anticipation de l'équipe de prélèvement pour atteindre la verticalité du câble. La valeur moyenne des écarts entre les points est de 14 m. Les valeurs les plus fortes sont observées lors des conditions d'écoulement les plus intenses. En conditions plus calmes, les écarts sont inférieurs à 10 m soit moins de deux fois la longueur du bateau «l'Astuce» d'INRAE. Vu les écarts observés et si l'erreur GPS est submétrique, elle est donc négligeable dans le cas de ce protocole. Dans le cas de cette dérive, l'embarcation suit une même ligne d'écoulement, le décalage au transect est donc surtout selon l'axe d'écoulement ; les vitesses et concentrations sur cette ligne d'écoulement sont a priori assez homogènes lorsqu'on est en présence d'un tronçon rectiligne.

4.2.4 L'incertitude sur la profondeur du prélèvement

Les bouteilles horizontales sont déployées depuis un treuil ou simplement tenues par un opérateur. La longueur de câble dévidé est mesurée par un compteur automatique ou par lecture directe sur un câble gradué. [Shenehon \(1900\)](#) a établi une table de correction de dérive (cf. Figure 4.4) en fonction de l'angle du câble par rapport à la verticale, cette table appelée "wet table" a été beaucoup utilisée, puis améliorée par le FISP, notamment par [Beverage \(1987\)](#). [Bouchez et al. \(2011\)](#) ont aussi observé sur l'Amazone que le câble relié à la bouteille horizontale créait un angle pour les échantillons les plus profonds causant une erreur sur la profondeur. L'incertitude attribuée dans cette étude est de 1 m sur le positionnement vertical, avec la prise en compte de l'angle et de l'erreur de lecture sur le compteur du treuil. Dans le cas du protocole étudié, cette erreur liée à la trainée du préleveur est négligée car le prélèvement est réalisé lorsque le câble est vertical.

TABLE NO. 1.—Static sounding.—Table of corrections.

Depth.	Inclination of sounding line to vertical at water surface.																	
	2°.	4°.	6°.	8°.	10°.	12°.	14°.	16°.	18°.	20°.	22°.	24°.	26°.	28°.	30°.	32°.	34°.	36°.
10	0.00	0.01	0.02	0.03	0.05	0.07	0.10	0.13	0.16	0.20	0.25	0.30	0.35	0.41	0.47	0.54	0.62	0.70
12	0.00	0.01	0.02	0.04	0.06	0.09	0.12	0.15	0.20	0.24	0.30	0.36	0.42	0.49	0.57	0.65	0.74	0.84
14	0.00	0.01	0.02	0.04	0.07	0.10	0.14	0.18	0.23	0.29	0.35	0.41	0.49	0.57	0.66	0.76	0.87	0.98
16	0.00	0.01	0.03	0.05	0.08	0.12	0.16	0.20	0.26	0.33	0.40	0.47	0.56	0.65	0.76	0.87	0.99	1.12
18	0.00	0.01	0.03	0.06	0.09	0.13	0.18	0.23	0.30	0.37	0.45	0.53	0.63	0.73	0.85	0.98	1.12	1.26
20	0.00	0.01	0.03	0.06	0.10	0.14	0.20	0.26	0.33	0.41	0.50	0.59	0.70	0.82	0.94	1.09	1.24	1.40
22	0.00	0.01	0.04	0.07	0.11	0.16	0.22	0.28	0.36	0.45	0.55	0.65	0.77	0.90	1.04	1.20	1.36	1.54
24	0.00	0.01	0.04	0.08	0.12	0.17	0.24	0.31	0.39	0.49	0.60	0.71	0.84	0.98	1.13	1.31	1.49	1.68
26	0.00	0.02	0.04	0.08	0.13	0.19	0.25	0.33	0.43	0.53	0.64	0.77	0.91	1.06	1.23	1.41	1.61	1.81
28	0.00	0.02	0.04	0.09	0.14	0.20	0.27	0.36	0.46	0.57	0.69	0.83	0.98	1.14	1.32	1.52	1.74	1.95
30	0.00	0.02	0.05	0.10	0.15	0.22	0.29	0.38	0.49	0.61	0.74	0.89	1.05	1.22	1.42	1.63	1.86	2.09
32	0.00	0.02	0.05	0.10	0.16	0.23	0.31	0.41	0.52	0.65	0.79	0.95	1.12	1.31	1.51	1.74	1.98	2.23
34	0.00	0.02	0.05	0.11	0.17	0.24	0.33	0.44	0.56	0.69	0.84	1.01	1.19	1.39	1.60	1.85	2.11	2.37
36	0.00	0.02	0.06	0.12	0.18	0.26	0.35	0.46	0.59	0.73	0.89	1.07	1.26	1.47	1.70	1.96	2.23	2.51
38	0.00	0.02	0.06	0.12	0.19	0.27	0.37	0.49	0.62	0.78	0.94	1.12	1.33	1.55	1.79	2.07	2.36	2.65
40	0.00	0.02	0.06	0.13	0.20	0.29	0.39	0.51	0.66	0.82	0.99	1.18	1.40	1.63	1.89	2.18	2.48	2.79
42	0.00	0.03	0.07	0.13	0.21	0.30	0.41	0.54	0.69	0.86	1.04	1.24	1.47	1.71	1.98	2.28	2.60	2.93
44	0.00	0.03	0.07	0.14	0.22	0.32	0.43	0.56	0.72	0.90	1.09	1.30	1.54	1.80	2.08	2.39	2.73	3.07
46	0.00	0.03	0.07	0.15	0.23	0.33	0.45	0.59	0.75	0.94	1.14	1.36	1.61	1.88	2.17	2.50	2.85	3.21
48	0.00	0.03	0.08	0.15	0.24	0.35	0.47	0.61	0.79	0.98	1.19	1.42	1.68	1.96	2.27	2.61	2.98	3.35
50	0.01	0.03	0.08	0.16	0.25	0.36	0.49	0.64	0.82	1.02	1.24	1.48	1.75	2.04	2.36	2.72	3.10	3.49
52	0.01	0.03	0.08	0.17	0.26	0.37	0.51	0.67	0.85	1.06	1.29	1.54	1.82	2.12	2.45	2.83	3.22	3.63
54	0.01	0.03	0.09	0.17	0.27	0.39	0.53	0.69	0.89	1.10	1.34	1.60	1.89	2.20	2.55	2.94	3.35	3.77
56	0.01	0.03	0.09	0.18	0.28	0.40	0.55	0.72	0.92	1.14	1.39	1.66	1.96	2.28	2.64	3.05	3.47	3.91
58	0.01	0.03	0.09	0.19	0.29	0.42	0.57	0.74	0.95	1.18	1.44	1.72	2.03	2.37	2.74	3.16	3.60	4.05
60	0.01	0.04	0.10	0.19	0.30	0.43	0.59	0.77	0.98	1.22	1.49	1.78	2.10	2.45	2.83	3.26	3.72	4.19
62	0.01	0.04	0.10	0.20	0.31	0.45	0.61	0.79	1.02	1.26	1.54	1.84	2.17	2.53	2.93	3.37	3.84	4.33
64	0.01	0.04	0.10	0.20	0.32	0.46	0.63	0.82	1.05	1.31	1.59	1.89	2.24	2.61	3.02	3.48	3.97	4.47
66	0.01	0.04	0.11	0.21	0.33	0.48	0.65	0.84	1.08	1.35	1.64	1.95	2.31	2.69	3.12	3.59	4.09	4.61
68	0.01	0.04	0.11	0.22	0.34	0.49	0.67	0.87	1.12	1.39	1.69	2.01	2.38	2.77	3.21	3.70	4.22	4.75
70	0.01	0.04	0.11	0.22	0.35	0.50	0.69	0.90	1.15	1.43	1.74	2.07	2.45	2.86	3.30	3.81	4.34	4.89
72	0.01	0.04	0.12	0.23	0.36	0.52	0.71	0.92	1.18	1.47	1.79	2.13	2.52	2.94	3.40	3.92	4.46	5.03
74	0.02	0.04	0.12	0.24	0.37	0.53	0.73	0.95	1.21	1.51	1.84	2.19	2.59	3.02	3.49	4.03	4.59	5.17
76	0.02	0.05	0.12	0.24	0.38	0.55	0.74	0.97	1.25	1.55	1.88	2.25	2.66	3.10	3.59	4.13	4.71	5.30
78	0.02	0.05	0.12	0.25	0.39	0.56	0.76	1.00	1.28	1.59	1.93	2.31	2.73	3.18	3.68	4.24	4.84	5.44
80	0.02	0.05	0.13	0.25	0.40	0.58	0.78	1.02	1.31	1.63	1.98	2.37	2.80	3.26	3.78	4.35	4.96	5.58
82	0.02	0.05	0.13	0.26	0.41	0.59	0.80	1.05	1.34	1.67	2.03	2.43	2.87	3.35	3.87	4.46	5.08	5.72
84	0.02	0.05	0.13	0.27	0.42	0.60	0.82	1.08	1.38	1.71	2.08	2.49	2.94	3.43	3.96	4.57	5.21	5.86
86	0.02	0.05	0.14	0.28	0.43	0.62	0.84	1.10	1.41	1.75	2.13	2.55	3.01	3.51	4.06	4.68	5.33	6.00
88	0.02	0.05	0.14	0.28	0.44	0.63	0.86	1.13	1.44	1.80	2.18	2.60	3.08	3.59	4.15	4.79	5.46	6.14
90	0.02	0.05	0.14	0.29	0.45	0.65	0.88	1.15	1.48	1.84	2.23	2.66	3.15	3.67	4.25	4.90	5.58	6.28
92	0.02	0.06	0.15	0.29	0.46	0.66	0.90	1.18	1.51	1.88	2.28	2.72	3.22	3.75	4.34	5.00	5.70	6.42
94	0.02	0.06	0.15	0.30	0.47	0.68	0.92	1.20	1.54	1.92	2.33	2.78	3.29	3.84	4.44	5.11	5.83	6.56
96	0.02	0.06	0.15	0.31	0.48	0.69	0.94	1.23	1.57	1.96	2.38	2.84	3.36	3.92	4.53	5.22	5.95	6.70
98	0.02	0.06	0.16	0.31	0.49	0.71	0.96	1.25	1.61	2.00	2.43	2.90	3.43	4.00	4.63	5.33	6.08	6.84
100	0.02	0.06	0.16	0.32	0.50	0.72	0.98	1.28	1.64	2.04	2.48	2.96	3.50	4.08	4.72	5.44	6.20	6.98

NOTE.—This table gives the amount by which the indicated depth is to be reduced to get actual depth. Use nearest tenth of a foot for correction; hundredths are given for interpolation only.

FIGURE 4.4. Table des corrections d'angle de dérive de [Shenehon \(1900\)](#) (les profondeurs et corrections sont en pieds (Système d'unité impérial)).

Pour vérifier l'adéquation de la profondeur de consigne avec la profondeur atteinte par le préleveur, nous avons installé une sonde de pression autonome de marque Eijkelpamp (sonde auto-

nome mini Diver) directement sur la bouteille horizontale. Ces sondes ont par ailleurs été testées et validées en laboratoire (Dramais *et al.*, 2005). Nous avons rassemblé un jeu de 100 couples de données provenant de différents cours d'eau (Rhône, Isère et Mékong). Ces données sont représentées sur la figure 4.5. Si l'on étudie le biais entre la consigne et la profondeur mesurée, la moyenne des écarts est de 35 cm soit 4,7% de la hauteur moyenne explorée dans ces essais, l'écart type des biais est de 30 cm.

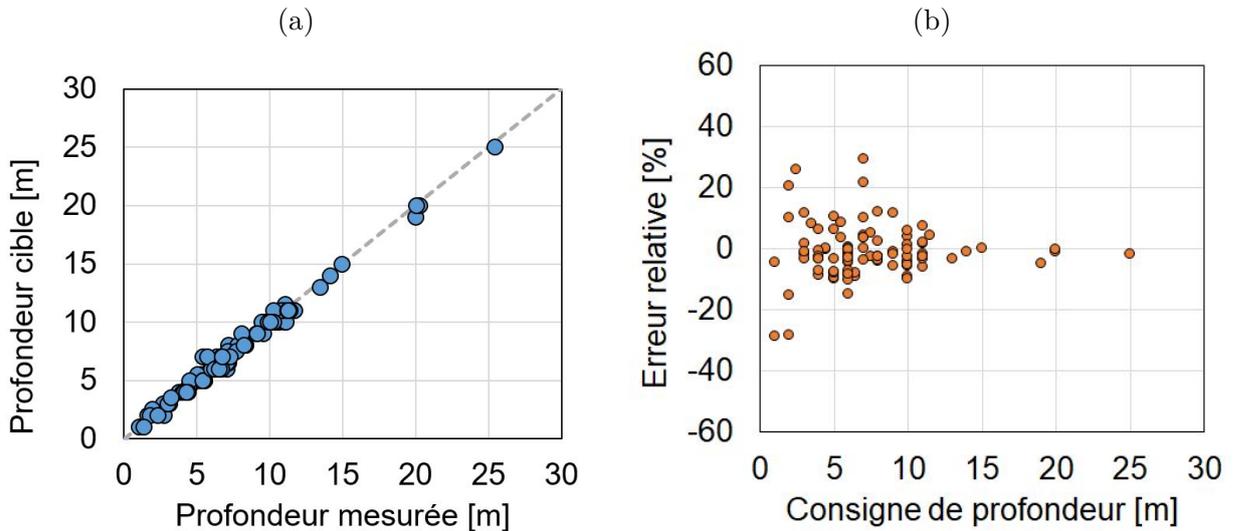


FIGURE 4.5. Représentation de la comparaison entre profondeurs cibles explorées avec une bouteille horizontale et valeurs du capteur de pression sur l'Isère, le Rhône et le Mékong (Dramais *et al.*, 2020) (a). Erreurs relatives entre profondeurs cibles et mesurées par capteur de pression sur le même jeu de données (b).

L'évaluation des incertitudes de mesure est guidée par le JCGM (2008a) et les normes associées. On peut, en suivant le cadre normatif proposé, évaluer l'incertitude sur la position verticale du préleveur. Lors de cette comparaison, nous nous rapprochons des conditions d'étalonnage de la corde graduée par les mesures automatiques. L'incertitude sur la justesse des mesures de profondeur du capteur de pression est donnée dans les spécifications constructeur ± 1 cm, et a été vérifiée en laboratoire (Belaid, 2006). Cette composante d'incertitude sur la justesse du capteur est à prendre en compte et à combiner avec la composante d'incertitude sur les conditions de mise en œuvre du préleveur, qui prend en compte tous les effets liés au déploiement (opérateur, conditions hydrauliques et de navigation). On peut déterminer une incertitude de reproductibilité en étudiant la dispersion des réponses du capteur à une même consigne et ceci pour plusieurs niveaux. Cette dispersion peut être représentée en fonction de la valeur de consigne (cf. Figure 4.6).

L'incertitude type composée peut s'écrire :

$$u_p = \sqrt{u_{pj}^2 + u_{pr}^2} \quad (4.1)$$

avec u_p la composante de l'incertitude sur la profondeur, combinaison de la composante de justesse u_{pj} et de la composante de reproductibilité u_{pr} . L'incertitude élargie devient :

$$U_p = k u_p \quad (4.2)$$

avec ($k = 2$) pour un intervalle de confiance à 95%.

On évalue pour chaque profondeur de prélèvement la composante u_{pr} en utilisant l'ajustement présenté sur la figure 4.6. L'application de ce calcul d'incertitude (cf. Equations 4.1 et 4.2) nous permet d'obtenir, par exemple pour un prélèvement effectué à 12 m de profondeur dans les mêmes conditions de déploiement, une incertitude de $\pm 1,1$ m ($k=2$) ou $\pm 9,5\%$ ($k=2$) avec un niveau de confiance à 95%.

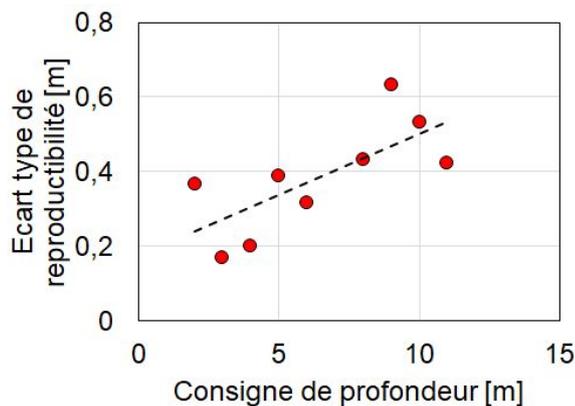


FIGURE 4.6. Linéarisation de l'écart-type de reproductibilité en fonction de la profondeur de consigne.

4.2.5 L'incertitude sur la mesure de concentration en laboratoire

Nous avons évoqué les erreurs liées aux méthodes d'analyse des MES en présence de sable dans la partie 4.3. Ce paragraphe rassemble des éléments sur l'évaluation des incertitudes de mesure sur les méthodes d'analyse des concentrations en laboratoire. La méthode la plus courante pour l'analyse de la concentration massique en MES dans un échantillon liquide est la séparation des sédiments et de l'eau par filtration de tout ou partie de l'échantillon. Plusieurs auteurs ont évalué les erreurs sur l'analyse de la fraction fine des MES. Dupouy (1998) évoque des problèmes de sous-échantillonnages inversement proportionnels à la concentration avec une erreur relative de 10% pour des échantillons de 1 g/l. La norme AFNOR NF EN 872 (2005) rapporte des écarts-types de reproductibilité suite à des comparaisons interlaboratoires en Suède sur des solutions synthétiques de 41 et 36 mg/l et des coefficients de variation de reproductibilité de 4,29 et 4,72%. Une étude allemande (AFNOR NF EN 872, 2005) donne des incertitudes variables suivant la gamme de concentration étudiée de 4% (pour 0,5 g/l) à 9% (pour 0,01 g/l) pour plusieurs concentrations. Sur un cas d'étude de laboratoire, Gautheron (1994) calcule une incertitude à partir de tests de répétabilité qui tend vers 5% pour des échantillons de concentration supérieure à 1 g/l. Mano (2008) évalue la répétabilité de la mesure de concentration par filtration et effectue 18 analyses en sous-échantillonnant le même échantillon d'origine (issu d'une crue de l'Isère) et obtient une erreur moyenne de 1,25% soit 0,1 g/l dans ce cas. Il étudie aussi l'influence du volume d'échantillon filtré et conclut l'importance de filtrer un volume adapté (75 ml minimum dans son cas d'étude). On trouve d'autres valeurs dans la littérature. Orwin et Smart (2004) calculent une incertitude de la concentration par filtration, estimée entre ± 2 et 4% et mettent en évidence l'importance de la durée de séchage au four.

Röttgers *et al.* (2014) ont fait un calcul d'incertitudes sur les filtrations d'eau marine. Ils identifient les différentes sources d'erreurs notamment liées à la présence de matières organiques, de sels dissouts et au passage au four des filtres. Avec des échantillons préparés en laboratoire à partir d'une poudre de quartz, ils déterminent une incertitude de 3% pour des filtres non "brûlés" et de 4% pour des filtres "brûlés". Neukermans *et al.* (2012) conseillent d'utiliser un turbidimètre optique pour optimiser le volume d'analyse à filtrer.

Ces études convergent vers des valeurs de 3 à 6% pour les particules fines, les sables ne sont pas pris en compte spécifiquement dans ces études. Ces évaluations sont dans les mêmes ordres de grandeurs que les évaluations internes de certains laboratoires comme le laboratoire des majeurs de l'UR RiverLy à INRAE. Des incertitudes de 2 à 6% sont calculées sur la mesure de concentration en MES, par auto-contrôle interne avec des solutions synthétiques de cellulose en suspension. L'incertitude augmente avec les concentrations les plus faibles. Des approches interlaboratoires sur la même période donnent des incertitudes plus élevées, de l'ordre de 10% pour une concentration de 150 mg/l (Le Pimpec, 2010).

Les travaux sur les méthodes d'analyse des MES et sables dans les échantillons sont discutées dans le 4^{ème} rapport du FISP (1941c). Au laboratoire du GCMRC et dans les laboratoires de l'USGS, les erreurs liées aux analyses ont été évaluées suite à des comparaisons interlaboratoires (Gordon, 2000; Gordon *et al.*, 2000), il en ressort une incertitude type pour la concentration, évaluée indépendamment pour la fraction sableuse et la fraction fine. L'incertitude type avec un intervalle de confiance à 95 % est évaluée pour le sable avec cette relation :

$$u_s = \pm 69 c_{ss}^{-0,5} \quad (4.3)$$

Pour les sédiments plus fins (particules $< 63\mu\text{m}$) la relation est différente :

$$u_f = \pm 3,9 c_f^{-0,06} \quad (4.4)$$

avec c_f la concentration en fines et c_{ss} la concentration en sables en suspension, en mg/l.

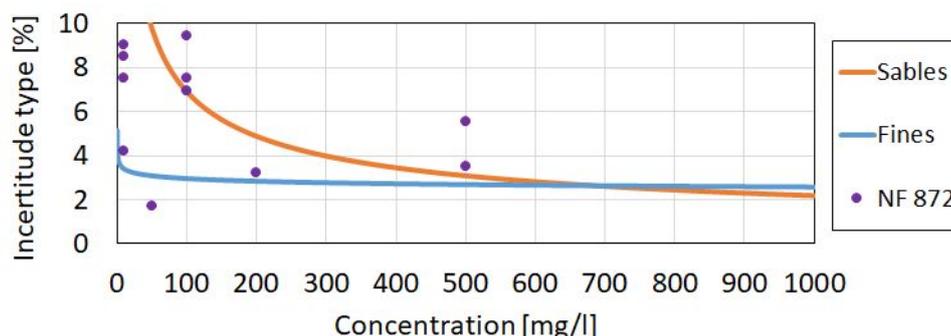


FIGURE 4.7. Courbes modélisant les incertitudes types sur les concentrations en sables et en fines déterminées en laboratoire selon les procédures de l'USGS (cf. Équations 4.3 et 4.4) et points correspondants aux valeurs calculées lors de comparaisons interlaboratoires en Suède et en Allemagne (AFNOR NF EN 872, 2005).

Une représentation de ces deux équations est illustrée sur la figure 4.7 ainsi que quelques valeurs d'incertitudes types issues de comparaisons interlaboratoires. La norme AFNOR NF EN 872 (2005)

précise que ces données doivent être examinées avec prudence étant donné qu'il proviennent de l'analyse d'échantillons synthétiques et que ceux-ci ne sont donc pas transposables aux eaux réelles. La norme [ISO 4363 \(2002\)](#) présente également dans son annexe informative A, un exemple de calcul d'incertitude sur le traitement des échantillons obtenus par séchage complet ou filtration de l'échantillon, l'approche présentée détermine des erreurs aléatoires de 1,5% et des erreurs systématiques de 2%. Les incertitudes type d'analyse en laboratoire sur les concentrations en sables seront calculées avec l'équation [4.3](#) dans la suite de ce travail.

4.2.6 Propagation des incertitudes des prélèvements

Deux campagnes de mesures ont été effectuées à Diamond Creek sur le Colorado afin de comparer la bouteille horizontale et le P-61 en décembre 2018 et avril 2019. Les résultats de ces campagnes ont été en partie exploités dans [Dramais *et al.* \(2020\)](#). En décembre 2018, la verticale centrale de la section a été échantillonnée à six profondeurs avec les deux préleveurs. Les prélèvements du P-61 ont été répétés 3 fois chacun, contre un seul échantillon pour la bouteille horizontale. En avril 2019, la verticale centrale de la section a été échantillonnée également 6 fois et tous les échantillons ont été répétés 3 fois. Les préleveurs ont été déployés successivement dans un laps de temps court. Le P-61 est déployé depuis le treuil de la nacelle téléphérique alors que la bouteille horizontale est déployée manuellement depuis une embarcation légère.

Pour évaluer les incertitudes sur la concentration d'un échantillon prélevé grâce à une bouteille horizontale en suivant le référentiel normatif ([JCGM, 2008a](#)), il faut décomposer le processus de mesure et en évaluer chaque composante. L'incertitude sur la concentration a deux principales composantes. La première, u_{cr} , est liée au prélèvement *in-situ* qui inclut le type de préleveur et les conditions de déploiement. et une composante liée à l'analyse en laboratoire de l'échantillon (cf. § [4.2.5](#)). La seconde composante de l'incertitude, u_s , est issue de l'analyse en laboratoire et est évaluée suivant le référentiel de l'USGS (Equations [4.3](#) et [4.4](#)). La composante u_{cr} est difficile à obtenir en conditions réelles, la difficulté étant de prélever un échantillon représentatif de la concentration et utilisable comme référence. On peut approcher une valeur de cette composante en étudiant des répétitions d'observations selon le référentiel EURACHEM ([Ramsey *et al.*, 2019](#)) conforme au [JCGM \(2008a\)](#). Ici, la composante u_{cr} est calculée à partir de trois observations successives.

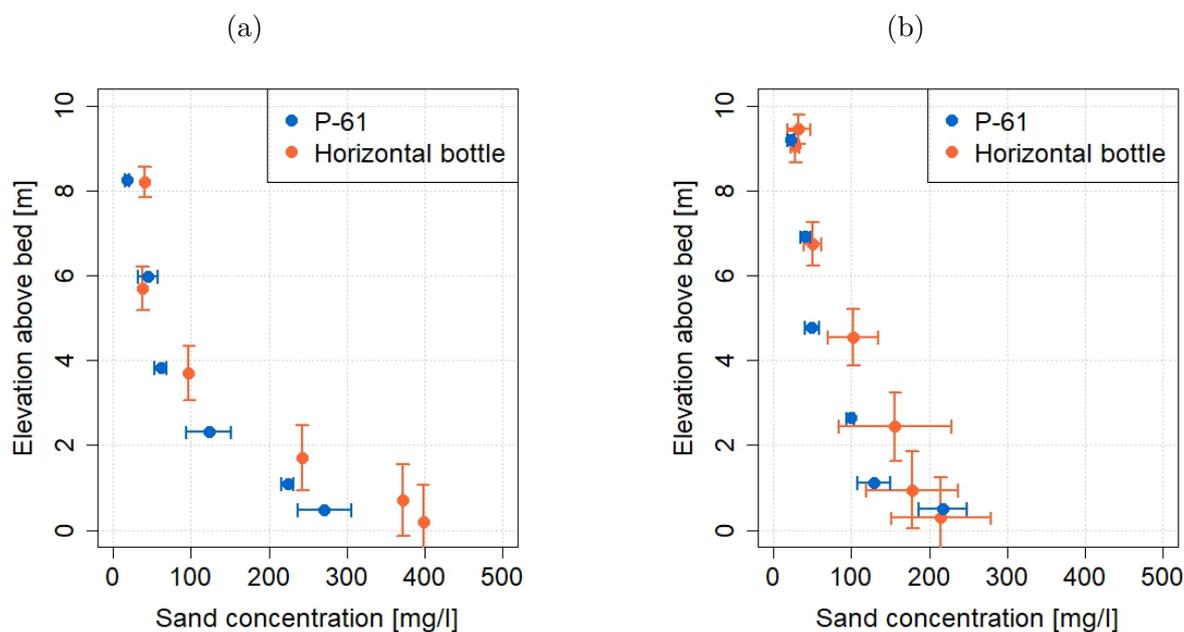


FIGURE 4.8. Concentrations en sables mesurées sur la verticale centrale de la station de mesure de Diamond Creek sur le Colorado, en décembre 2018 (a), puis en avril 2019 (b). Les intervalles représentent l'écart type de répétabilité en concentration et l'incertitude sur la profondeur, ce dernier est calculé uniquement pour la bouteille horizontale dont l'incertitude sur le positionnement vertical a été évaluée. En décembre (a), les prélèvements à la bouteille horizontale n'ont pas été répétés suffisamment pour calculer un écart-type de répétabilité.

On observe des gradients verticaux de concentration en sables lors des deux campagnes (cf. Figures 4.8 a et b). Des gradients de taille de particules sont également observés. Les concentrations moyennes en sables sont 26% plus fortes avec la bouteille horizontale que les concentrations mesurées avec le préleveur P-61 aux mêmes profondeurs. Concernant les fines, les deux préleveurs sont en bon accord. Le diamètre médian des sables observés se situe entre 90 et 200 μm . Des particules plus grosses sont prélevées au fond par la bouteille horizontale, ce qui suggère une contamination éventuelle par des nuages de saltation comme observé dans certaines rivières à sable (Lapointe, 1992). Ces observations peuvent aussi être le signe de la variabilité temporelle de la concentration qui est en partie moyennée par le préleveur intégratif ponctuel mais pas par la bouteille horizontale. Le caractère non-isocinétique de la bouteille horizontale peut également être un facteur d'erreur. Lors des essais d'avril, la même tendance est observée mais avec un écart plus faible de 23% entre les concentration en sables mesurées par les deux préleveurs.

Lors des mesures réalisées, on a donc effectué des répétitions de prélèvements aux mêmes profondeurs dans des conditions naturelles. Si on considère l'écart-type de répétabilité u_{cr} , calculé à partir des trois observations successives et l'incertitude type u_s , calculée à partir de l'équation 4.3

sur l'analyse de l'échantillon au laboratoire. On peut alors évaluer une incertitude type composée sur la concentration d'un prélèvement, qui peut s'écrire :

$$u_c = \sqrt{u_s^2 + u_{cr}^2} \quad (4.5)$$

L'incertitude type composée est dominée par la contribution de la répétabilité, qui découle de seulement trois observations, donnant 2 degrés de liberté. Le coefficient d'élargissement k est calculé selon le test t de Student. La valeur pour 2 degrés de liberté et une confiance à 95 % est de $k=4,3$ (Ramsey *et al.*, 2019). Avec un coefficient d'élargissement aussi élevé, l'analyse des incertitudes est plutôt défavorable du fait du faible nombre de répétitions. Cette analyse permet de confirmer que le caractère instantané des prélèvements avec la bouteille horizontale entraîne une dispersion plus importante des répétitions de mesures de concentration (due à la variabilité naturelle des vitesses et des concentrations) et entraîne des incertitudes supérieures aux incertitudes du préleveur P-61 dont la répétabilité est meilleure. Cependant, même sur des échantillons ayant des écart-types de répétabilité faibles, les incertitudes élargies atteignent 20% et vont jusqu'à plus de 100% pour certains points, ce qui n'est pas réaliste. Il serait nécessaire pour aller plus loin dans cette approche d'effectuer de nombreuses répétitions pour plusieurs niveaux de concentrations pour permettre d'évaluer plus finement cette composante d'incertitude.

Type de comparaison / Préleveur	Lieu	Granulométrie ou gamme de concentration	Incertitude sur la mesure de concentration	type	Source / Affiliation
Préleveurs isocinétiques	Canal d'étalonnage et canal expérimental	0,45 et 0,06 mm	Composante sur l'erreur de remplissage -16 à 3%		Beverage et Putrell (1986) USGS
Bouteille horizontale	10 stations de mesure en Chine	Non spécifié	± 10%		Long (1989) WMO et Normes Chinoises
Préleveurs ponctuels conformes à la norme ISO 3716	Non spécifié	Non spécifié	13,3%		Annexe A ISO 4363 (2002)
Préleveurs isocinétiques	Workshop du FISP (consensus)	< 10 mg/l 10 to < 100 mg/l	± 10% ± 10%		Kuhle et Wren (2003) USDA
Bouteille horizontale / P-63 / Col-lapsible bag sampler	Amazonne	Non spécifié	± 4%		Filizola et Guyot (2004) HyBAm
Intégration sur la profondeur isocinétique	Canal expérimental	Non spécifié	Écart moyen des répétitions 25%		Kuhle et Wren (2005) USDA
Intégration temporelle isocinétique	Canal expérimental	Non spécifié	Écart moyen des répétitions 36%		
Préleveurs isocinétiques P-61, D-77 et D-96	Colorado et affluents	< 0,063 mm	± 10%		Topping et al. (2011) USGS
Répétitions d'intégrations temporelles isocinétiques avec LISSST SL à différentes profondeurs	Fleuve Fraser	Mélange naturel avec sable	± 12% en moyenne		Gitto et al. (2017) S. Fraser Université

TABLE 4.1. Revue d'évaluations des incertitudes sur les concentrations issues de prélèvements dans la section. Les évaluations de [Topping et al. \(2011\)](#) et [Gitto et al. \(2017\)](#) sont détaillées en fonction de la granulométrie (voir détails dans les publications).

En l'absence d'étalon pour la mesure de concentration *in-situ*, on peut s'appuyer sur les travaux antérieurs pour déterminer les incertitudes, plusieurs évaluations ont été effectuées (cf. Tableau 4.1) par comparaison sur le terrain et en laboratoire. Ces essais sont indispensables pour garantir la fiabilité des données, de plus ils peuvent permettre de fournir une valeur consensuelle d'incertitude par comparaison avec des méthodes de mesures reconnues fiables même si elles ne sont pas totalement raccordées d'un point de vue métrologique. Dans la suite de ce chapitre, nous retiendrons une incertitude type de 15% pour les concentrations en sables mesurées avec le préleveur P-61 (Topping *et al.*, 2011). Pour les bouteilles horizontales, si les valeurs de la littérature semblent plutôt favorables (10% pour Long (1989) et 4% pour Filizola et Guyot (2004)), nous retiendrons une valeur supérieure (25%) pour les concentrations en sables. Cette valeur majorée semble réaliste au vu des différents essais réalisés et des travaux antérieurs sur le sujet.

4.3 Comparaison de méthodes pour la mesure des matières en suspension, en présence de sable

4.3.1 Introduction

4.3.1.1 Matières en suspension dans les cours d'eau

La mesure des matières en suspension (MES) dans les rivières intéresse les gestionnaires de cours d'eau et les scientifiques pour répondre à différentes problématiques comme la gestion des érosions et des dépôts dans les chenaux de navigation, le transfert et les flux de polluants, la gestion d'ouvrages, etc. Les MES désignent l'ensemble des matières solides insolubles présentes dans un échantillon liquide. Elles peuvent être constituées de matières minérales (argiles, limons, sables) mais aussi organiques. Le sable qui constitue une partie des MES, est un matériau minéral, granulaire, issu principalement de l'érosion du bassin versant. Il peut être transporté dans les rivières par charriage, en saltation et en suspension. Selon plusieurs classifications dont celle de (Hjulstrom, 1935), la taille des particules de sable se situe entre 0,063 mm (limon) et 2 mm (gravier). Sa mobilisation par l'écoulement est généralement intermittente, en fonction de sa disponibilité, des conditions hydrodynamiques, de la géométrie et de la nature du lit de la rivière. De plus, le sable en suspension n'est pas réparti de façon homogène dans la section ; on parle de suspension graduée avec généralement une augmentation de la concentration en se rapprochant du lit de la rivière. On différencie ainsi la suspension graduée de la suspension homogène de lessivage (ou « washload » en anglais) constituée de particules plus fines que les sables (argiles, limons), réparties de façon homogène dans la section et mobilisées plus facilement par les écoulements dans les bassins versants. Si la suspension graduée de sable est en équilibre direct avec l'hydrodynamique locale, la suspension de lessivage dépend moins de la capacité de transport locale de l'écoulement que des apports amont. Lefort (1991) décrivait le sable comme un « passager clandestin » car il est encore difficile de le mesurer et de modéliser les processus liés à ses déplacements dans le cours d'eau.

4.3.1.2 Revue des méthodes alternatives pour la mesure des concentrations en MES

La méthode d'analyse la plus courante, qui est reprise dans plusieurs normes comme référence pour mesurer la concentration en MES, est la filtration de tout ou partie de l'échantillon sur un filtre, le plus souvent en fibre de verre. Cette technique permet d'isoler puis peser la partie solide

de l'échantillon ; on obtient ainsi une concentration massique en MES. Pour vérifier la cohérence du sous-échantillonnage et la sensibilité des protocoles d'analyses, les laboratoires effectuent des répliques, des triplicatas, et certains testent l'influence du volume d'échantillon sur la répétabilité du résultat de MES (Versini *et al.*, 2015). D'autres méthodes de mesure permettent la mesure indirecte de la concentration en MES en utilisant la densité ou la masse volumique du fluide comparées à celles de l'eau pure sous conditions de température et de pression identiques : L'hydromètre ou aréomètre mesure de façon directe la densité du fluide, il consiste en un cylindre creux, lesté et gradué, qui s'enfonce plus ou moins dans le liquide à mesurer selon sa densité, par le jeu de la poussée d'Archimède. On lit directement la densité du liquide sur la graduation de l'hydromètre présente à la surface libre du béccher ou du flacon. L'hydromètre est une des méthodes préconisée par la norme ISO 4365 (2005), référencée dans le tableau 4.10. Une autre mesure directe de la densité du fluide est possible via une mesure de pression différentielle entre deux points distants verticalement dans la colonne d'eau. Cette méthode est utilisée pour mesurer en continu la concentration dans les cours d'eau chargés en MES (Gray et Gartner, 2010). En pratique, elle pose encore des problèmes de fiabilité et de sensibilité dans les cours d'eau. Le pycnomètre est une méthode de mesure différentielle de masse d'un volume connu d'eau et de sédiments. Cette méthode validée par (Niel *et al.*, 1985) par comparaison avec l'ancienne version de la norme AFNOR NF EN 872 (2005) pour des concentrations supérieures à 0,3 g/l est encore utilisée pour des suivis en temps réel de concentrations fortes, pendant des chasses de barrage notamment. Cette méthode peut être utilisée dans un laboratoire improvisé sur le terrain. Il existe plusieurs types de densimètres. Les densimètres à force de Coriolis, permettent de calculer une masse volumique du fluide qui passe dans une conduite, grâce à des mesures de vibration sur le fluide en mouvement. Le principe de mesure des densimètres à fréquence d'oscillation est, quant à lui basé sur le maintien en oscillation d'un tube en U dont la mesure de la fréquence résultante est directement proportionnelle à la masse volumique du fluide injecté. D'autres densimètres utilisent des méthodes de radiométrie par rayon gamma qui sont atténués en traversant le fluide. L'atténuation est liée à la densité du fluide. Les densimètres sont plutôt utilisés en conduites fermées dans les processus industriels (Lardière, 2009) et sont encore difficilement adaptables à des contextes de mesure en milieu naturel. D'autres instruments utilisent les propriétés optiques du fluide pour déterminer une turbidité. Ainsi, le disque de Secchi mis au point au XIX^e siècle sert encore à évaluer la profondeur de pénétration verticale de la lumière dans l'eau. La mesure consiste à déterminer la profondeur à laquelle un disque blanc et noir devient invisible à l'œil nu. Cette méthode est peu précise mais très simple à utiliser, souvent depuis une embarcation. Les turbidimètres et transmissiomètres (ISO 7027-1, 2016) utilisent les propriétés optiques d'absorption et de diffusion de la lumière par les particules présentes dans l'eau. La sensibilité de ces différentes mesures dépend fortement de la taille et de la nature des particules présentes dans la colonne d'eau et les correspondances entre elles ne sont pas univoques. Ces instruments permettent cependant une fréquence d'acquisition très importante et sont aujourd'hui couramment utilisés dans les stations de mesure en rivière, associés à des préleveurs automatiques pour l'élaboration de courbes de conversion entre concentration en MES et turbidité (Thollet *et al.*, 2013). D'autres instruments pour la mesure *in-situ* des concentrations en MES sont développés actuellement avec des capteurs acoustiques ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), ABS (Acoustic Backscatter System) ou utilisant l'atténuation laser. Ils permettent d'évaluer la répartition et la concentration en MES surtout pour les particules les plus grosses. Ces méthodes nécessitent encore des phases de calibration coûteuses en temps pour des résultats encore imprécis en rivière (Gray et Landers, 2014). Certaines de ces méthodes alternatives sont décrites

dans la norme [ISO 11657 \(2014\)](#), parfois comparées entre elles, souvent validées par comparaison aux techniques d'échantillonnage puis analyses des MES, considérées jusqu'alors comme référence pour la mesure des concentrations en sédiments en suspension. Aucune de ces méthodes alternatives ne s'impose actuellement comme nouvelle référence. Ces techniques sont utilisées ou développées pour des applications variées, scientifiques, opérationnelles ou de diagnostic. Elles sont choisies en fonction de critères qui peuvent être les objectifs de l'étude, l'environnement de mesure, les capacités de déploiement, le coût des instruments, ou la nécessité d'un suivi en continu.

4.3.1.3 Prélèvement des échantillons

Afin de pouvoir mesurer la concentration et la granulométrie des MES, des échantillons sont prélevés, par différents moyens : préleveurs automatiques, prélèvements manuels en berge ou depuis des ponts, préleveurs isocinétiques (cf. [Figure 4.9](#)). La forme de ces derniers permet de ne pas modifier les vitesses d'approche de l'eau autour de l'entrée du préleveur, afin de ne pas biaiser l'échantillon. Les ingénieurs et scientifiques ont conçu des préleveurs d'eau et de sédiments depuis le début du xx^e siècle. L'USGS (United State Geological Survey), dans ce domaine a ainsi mis au point et documenté de nombreux préleveurs ([Gray et Landers, 2014](#)), intégratifs ou ponctuels (cf. [Figure 4.9c](#)), à fermeture activée à distance ou pas. Certaines équipes utilisent des préleveurs qui vont piéger instantanément un volume d'eau comme les bouteilles type Van Dorn, Niskin (cf. [Figure 4.9b](#)) ou Callède (cf. [Figure 4.9a](#)). D'autres préleveurs vont permettre d'échantillonner un volume pendant un temps d'exposition variable (fonction des vitesses d'approche et du volume cible) comme ceux de l'OFEV (cf. [Figure 1e](#), Office Fédéral de l'Environnement, CH) qui permet d'échantillonner 1L, ou la bouteille de Delft (cf. [Figure 4.9d](#)) qui a été mise au point par l'université de Delft ([Dijkman, 1978](#)). C'est un décanteur intégratif isocinétique qui permet de prélever et de déterminer un flux de sable en fonction d'un temps d'exposition et de la vitesse d'écoulement à l'approche du dispositif. Certaines équipes effectuent des prélèvements par pompage, depuis des embarcations avec des crépines lestées ou comme sur la [figure 4.9f](#) à l'aide de dispositif de maintien de la crépine dans l'écoulement. Les systèmes de pompage et préleveurs automatiques permettent une automatisation des prélèvements avec des possibilités d'asservissement à d'autres capteurs ou instruments. Le choix du type de prélèvement est souvent dicté par les conditions hydrologiques, les moyens de déploiement disponibles (humain et matériel) et l'objectif de l'étude. Ces préleveurs vont permettre d'effectuer des échantillons ponctuels ou intégratifs qui seront extrapolés ensuite pour faire des bilans dans la section, le tronçon ou l'évènement. La variabilité de ces techniques de prélèvement et la complexité des phénomènes liés au transport solide dans les rivières vont impacter la représentativité de ces échantillons et les incertitudes sur les résultats de mesure.

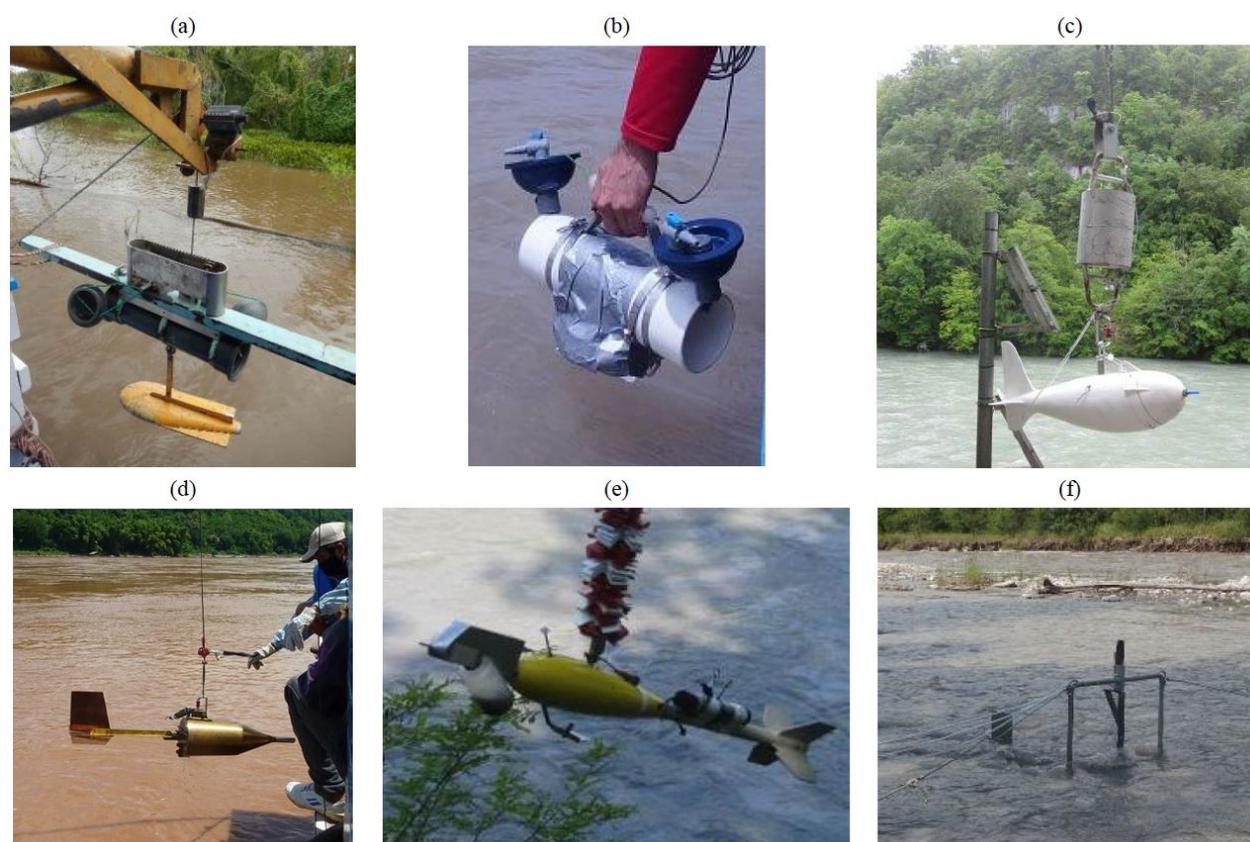


FIGURE 4.9. Différents types de préleveurs déployés par les auteurs et en collaboration avec la CNR, l'équipe de l'observatoire HyBAM, l'IRD, le Cerege, l'OFEV : (a) Préleveur type Callède (capacité 8 l) déployé sur l'Amazonie en 2014, (b) Préleveur manuel type Niskin (2 l) déployé sur la Saïgon River en 2016, (c) P72 (0,5 l) déployé depuis la traîlle de Bognes sur le Rhône en 2016, (d) Préleveur de sable intégratif type Delft déployé sur le Mékong en 2013, (e) Préleveur automatique de l'OFEV (1 l) déployé aux Rippes sur le Rhône en 2016, (f) Préleveur multiprofondeur par pompage déployé sur l'Arc en Maurienne en 2017

4.3.1.4 Sous-échantillonnage et analyse des échantillons

Une fois l'échantillon prélevé, un sous-échantillonnage est souvent nécessaire pour analyser séparément les différents paramètres (concentration, granulométrie, etc.). Le sous-échantillonnage consiste, à partir d'un échantillon d'eau prélevé en rivière, à le fractionner pour effectuer des analyses. Plusieurs méthodes existent pour ce faire, la principale difficulté étant de créer des sous-échantillons homogènes et représentatifs de l'échantillon mère (cf. § 4.3.2). Des appareils séparateurs d'échantillons (cone splitter, churn splitter) existent et permettent de diviser l'échantillon de manière gravitaire. Ils n'ont pas été testés dans cette étude mais l'ont été dans des laboratoires américains (Capel et Larson, 1996; Horowitz *et al.*, 1997). C'est la technique de séparation des MES dans un sous-échantillon qui sera étudiée dans cet article. La séparation des MES peut se faire par filtration, par centrifugation ou encore par évaporation (cf. § 4.3.2). La partie suivante passe en revue des techniques de mesure de la concentration en MES alternatives à la technique de séparation des MES, qui reste la plus couramment employée en pratique.

4.3.1.5 Objectifs de l'étude

Les données de concentration en MES, une fois acquises, sont exploitées pour établir des relations de conversion entre MES et mesures de turbidité, calculer des bilans de flux de MES, de polluants associés, ou pour mieux comprendre la dynamique sédimentaire. Souvent les scientifiques s'intéressent à la concentration en MES mais aussi à la taille et la composition des particules dont les propriétés vont varier (adsorption des polluants, floculation, présence de matière organique, de sable). Il existe cependant des incertitudes non-négligeables sur l'estimation de la concentration et de la granulométrie des MES selon la méthodologie utilisée, en particulier du fait du sous-échantillonnage. Nous proposons dans cette étude une comparaison et discussion des méthodes de mesures des concentrations en MES utilisées en France et des conséquences sur l'analyse des particules en suspension les plus grossières. Nous détaillerons dans un premier temps les limites de la norme ([AFNOR NF EN 872, 2005](#)), référence en vigueur en France et en Europe. Nous évaluerons les erreurs et les conséquences liées au sous-échantillonnage et essaierons de trouver des moyens de les réduire. La présence de sable (particules $> 63\mu m$) dans les échantillons va considérablement influencer les performances des différentes méthodes ; nous essaierons de quantifier dans quelle mesure.

4.3.2 Méthodes de mesure de la concentration en MES

4.3.2.1 Généralités

La mesure directe de la concentration massique en MES dans un échantillon liquide est décrite par plusieurs normes (cf. Figure 4.10) que nous allons détailler. Plusieurs points sont communs ou singuliers aux différentes méthodes :

- Ces méthodes diffèrent surtout dans la préparation des échantillons analysés. Deux choix sont possibles : utiliser la totalité de l'échantillon prélevé ou considérer un sous-échantillon aussi appelé aliquote comme représentatif.
- Après la sélection de l'échantillon, il convient de déterminer un volume à analyser. Toutes ces méthodes (excepté celle de l'hydromètre, cf. § 4.3.1.2) sont basées sur la séparation des phases solides et liquides de l'échantillon : par filtration, évaporation ou centrifugation.
- Après séparation on retrouve dans chaque protocole des phases de séchage et de pesée qui vont permettre de déterminer la masse sèche de sédiments présente dans le volume d'analyse.

La figure 4.3.3 récapitule les différentes normes, leurs gammes de validité théoriques, et quelques étapes clefs des protocoles. Ne sont pas citées dans ce tableau, les étapes importantes de conservation des échantillons, de qualité et de préparation des filtres avant analyse, de refroidissement au dessiccateur, qui sont communes aux différentes approches.

4.3.2.2 La préparation par sous-échantillonnage

La plus courante des méthodes de sous-échantillonnage consiste à « Agiter vigoureusement le flacon et transférer immédiatement et d'un seul trait un volume convenable d'échantillon dans une éprouvette graduée », ce protocole est commun aux normes [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#); [US EPA \(1999\)](#); [ISO 4365 \(2005\)](#) (option B). Une autre méthode utilisée classiquement consiste à prélever à la pipette un sous-échantillon dans un bécher muni d'un agitateur magnétique, en prélevant à mi-profondeur du mélange entre le vortex créé par l'agitation et la paroi du bécher ([APHA SM 2540D](#),

2005). Une autre méthode aussi testée dans cette étude consiste à verser l'échantillon dans un seau et ensuite à l'aide d'une louche, ou d'un flacon sans col, d'effectuer des mouvements aléatoires en forme de « 8 » dans les trois dimensions dans le seau et de retirer un sous-échantillon, placé ensuite dans une éprouvette graduée. Cette méthode de sous-échantillonnage est inspirée des pratiques de l'équipe IRD de l'observatoire HyBAm (Armijos *et al.*, 2017). Nous testerons et identifierons cette méthode de sous-échantillonnage par la suite comme : « Agitation-prélèvement ». Il est à noter que l'équipe HyBAm utilise cette méthode de sous-échantillonnage, après tamisage à 63 μm , sur le mélange eau/particules fines pour ne pas avoir à filtrer la totalité du prélèvement. Ce protocole diffère des essais menés dans cette étude, où le sous-échantillonnage est réalisé sur l'échantillon brut.

4.3.2.3 La séparation des phases solides et liquides

La filtration La norme française et européenne AFNOR NF EN 872 (2005) décrit la procédure de filtration sur filtre en fibre de verre d'un sous-échantillon adapté pour la détermination de la concentration en matières en suspension. Les normes américaines APHA SM 2540D (2005); US EPA (1999) décrivent également une méthodologie de filtration de ce type. Une norme internationale existe, la norme ISO 4365 (2005); elle propose plusieurs options de séparation des phases liquides et solides en fonction de la concentration des échantillons, mais sans préciser de gamme de validité. L'option B décrit la filtration avec une variante sur filtre papier et l'autre sur filtre en fibre de verre. Aux États-Unis-d'Amérique, la norme ASTM D3977 (2007) propose trois variantes de séparation des phases dont deux par filtration : la première (option B) par filtration totale de l'échantillon et la seconde (C) qui consiste à effectuer un tamisage à 63 μm puis une filtration des fines. C'est cette dernière option que nous considérerons comme référence dans cette étude car elle permet de séparer la totalité des sables du reste des sédiments plus fins sans aucune perte.

L'évaporation L'évaporation totale de l'eau présente dans l'échantillon est une solution intéressante pour déterminer la concentration massique en MES dans l'échantillon. Cette méthode est proposée par les normes ISO 4365 (2005) option A et ASTM D3977 (2007), option A également. Cette méthode n'a pas été testée dans cette étude car nous nous sommes focalisé sur le problème du sous-échantillonnage. Les méthodes par évaporation totale permettent de mesurer la SSC (cf. § 4.3.3), en prenant en compte les matières dissoutes ce qui peut avoir une influence sur les analyses de concentrations très faibles.

La centrifugation La centrifugation permet également de séparer les matières solides de la phase liquide. Elle est décrite dans la norme française AFNOR NF T90-105 (1997) et est utilisée pour les eaux chargées pour prendre le relais de la norme AFNOR NF EN 872 (2005) en cas de colmatage des filtres (temps de filtration supérieur à 30 min).

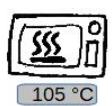
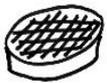
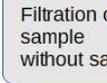
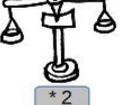
Method	Measurement range	Sampling preparation	Separation	Drying	Weighting
APHA 2540 D	Filtration until 20 g/L	 Stirring with a magnetic stirrer and pipetting		 105 °C	
EPA 160.2 NF EN 872 ISO 4365 (B)	Filtration 4mg/L to 20g/L At least 2mg on the filter No indication	 Shake and pour		 105 °C	
ISO 4365 (A) ASTM D3977 (A)	High concentration High concentration, coarse particles	Measurement of volume and weight, then whole sample evaporation		 105 °C	
ASTM D3977 (B)	Less than 10 g/L of sand and less than 200 mg/L of silt and clay	Whole sample filtration		 105 °C	
ASTM D3977 (C)	No indication	 Wet sieving (63 µm)  Filtration of the sample without sand		 105 °C	 * 2
NF T90 105-2	Relay of the NF EN 872 standard in case of filter clogging	 Sample centrifugation		 105 °C	
ISO 4365 (C)	No measurement range high concentrations	Density comparison at known temperature			Direct reading and calculation of concentration

FIGURE 4.10. Représentation schématique des protocoles de mesure normalisés des concentrations massiques en MES. Les méthodes alternatives proposées dans la norme ISO 11657 (2014) ne sont pas représentées.

4.3.3 Travaux antérieurs sur l'analyse des MES

Dans les définitions de la norme ISO 6107-2 (2006), les MES sont définies comme « matières éliminées par filtration ou centrifugation dans des conditions définies ». Les matières solides totales quant à elles, sont définies comme la somme des matières dissoutes et des matières en suspension. Aux États-Unis-d'Amérique, la norme ASTM D3977 (2007) définit la concentration en MES (Suspended Solid Concentration, SSC) comme la masse sèche des matières solides et dissoutes présentes dans un échantillon analysé. La norme APHA SM 2540D (2005) décrit la procédure de mesure des matières solides totales (Total Suspended Solids, TSS) qui sont définies comme les matières solides retenues par un filtre standard. Plusieurs études ont tenté de mettre en évidence des écarts entre les résultats obtenus par les différents protocoles proposés par les normes de type « TSS et SSC ». Ainsi les travaux de Gray *et al.* (2000) effectués sur 3200 paires d'échantillons prélevés dans les rivières des États-Unis ont permis de comparer les méthodes de détermination de la SSC et des TSS. Ils ont montré que les méthodes de mesure de SSC étaient plus fiables que les méthodes de mesure type TSS en particulier en présence de sable. Ils ont remarqué une sous-évaluation de la concentration sur les analyses ayant subi un sous-échantillonnage par versement rapide ou par pipette (de 25 à 34%). Cette étude déconseille fortement l'utilisation des méthodes TSS pour mesurer la concentration en MES dans les eaux « naturelles » par opposition aux eaux issues des réseaux d'eaux usées. Ces résultats sont confirmés par Glysson et Gray (2002) sur une comparaison de 14466 paires d'échantillons.

Ils indiquent les erreurs considérables qui peuvent découler des analyses par les méthodes TSS sur les bilans sédimentaires. Guo (2006) a réalisé une étude comparative avec des échantillons artificiels représentatifs des concentrations et tailles de particules que l'on retrouve dans l'environnement. Il s'intéresse à trois méthodes (ASTM D3977 (2007); APHA SM 2540D (2005) et US EPA (1999)) et met en évidence des corrélations acceptables entre les mesures de SSC préconisées par la norme ASTM D3977 (2007) et les mesures de TSS de la norme US EPA (1999) mais décèle des erreurs importantes sur la méthode APHA SM 2540D (2005), liées au sous-échantillonnage par pipettage. Cette erreur augmente avec la taille des particules. Cette conclusion est confirmée par Clark et Siu (2007) qui s'interrogent également sur la position de la pipette lors du sous-échantillonnage Clark et Pitt (2008). Une comparaison de 215 paires d'échantillons est réalisée en testant l'influence de la position lors du sous-échantillonnage pour évaluer les biais. Clark et Pitt (2008) tempère les conclusions des études de Gray *et al.* (2000); Glysson et Gray (2002) en admettant que les méthodes TSS sont bien adaptées aux mesures des concentrations en MES en suspension homogène et les méthodes SSC aux mesures d'échantillons dont on veut connaître de façon plus exacte la concentration totale en MES. Selon elle, la méthode doit être adaptée aux objectifs de l'étude. Selbig et Bannerman (2011) ont contribué à ce débat en étudiant l'influence de la granulométrie et l'établissement de facteurs de correction pour passer de SSC à TSS et ont confirmé les limites des méthodes TSS pour mesurer les concentrations en présence de particules grossières dans l'échantillon. Ces études montrent la sensibilité de ces méthodes d'analyse en particulier pour les échantillons de rivière chargés, notamment avec des particules en suspension de taille importante (sables). En France certains laboratoires utilisent les normes américaines comme la APHA SM 2540D (2005) pour des besoins de sous-échantillonnage, ou des variantes de la méthode ASTM D3977 (2007), pour éviter justement le sous-échantillonnage. Certaines équipes pratiquent des variantes simplifiées (non normalisées) comme celle dite « de la crêpe » qui est une méthode alternative de filtration, (après sous-échantillonnage par versement rapide) puis séchage rapide du filtre sur plaque chauffante ou au four micro-onde, qui permet d'obtenir une concentration en MES rapidement dans un laboratoire improvisé sur le terrain par exemple, cette méthode a été mise au point et validée lors d'une étude (Cemagref, 1981).

4.3.4 Matériel et méthodes

4.3.4.1 Site d'étude

L'Arc-en-Maurienne (surface du bassin versant : 1985 km² à Chamousset) est un affluent rive gauche de l'Isère au régime nival (cf. Figure 4.11). L'Arc est une rivière très aménagée avec des digues construites notamment pour permettre sa cohabitation avec des infrastructures de transport lourdes (route, autoroute, ligne ferroviaire). L'Arc compte trois barrages au fil de l'eau qui sont chassés chaque année en juin, en période de hautes eaux, afin d'évacuer les sédiments stockés. Le 1^{er} juin 2017, une chasse a été effectuée par l'exploitant des barrages (EDF). Cet évènement contrôlé a été l'occasion de prélever une centaine d'échantillons aux concentrations variées. D'autres échantillons ont été prélevés la veille et les jours suivants pour compléter le jeu de données. Le site expérimental se situe sur la commune de Sainte-Marie-de-Cuines sur un tronçon rectiligne où s'est formé un système de bancs alternés de galets (Jaballah *et al.*, 2015). Plusieurs études sur la dynamique des sédiments fins ont été réalisées sur ce site (Camenen *et al.*, 2015, 2016). La lithologie des matériaux présents dans la rivière est complexe car l'Arc traverse une succession de massifs cristallins et des bandes

de roches assez diverses (schistes argileux, calcaires, gypses, marnes noires et grès) dominé par des calcaires argileux et des schistes argilo-calcaires en rive gauche (Gidon, 1998). Dans cette étude, les échantillons analysés ont été prélevés dans la colonne d'eau à l'aide d'un dispositif permettant le pompage simultané de trois échantillons à 5, 10 et 20 cm du fond dans un chenal secondaire (cf. Figure 4.9 f) à partir de préleveurs automatiques. Les autres échantillons sont des échantillons de surface issus de prélèvements manuels en berge et au seau dans le centre de l'écoulement depuis un pont.

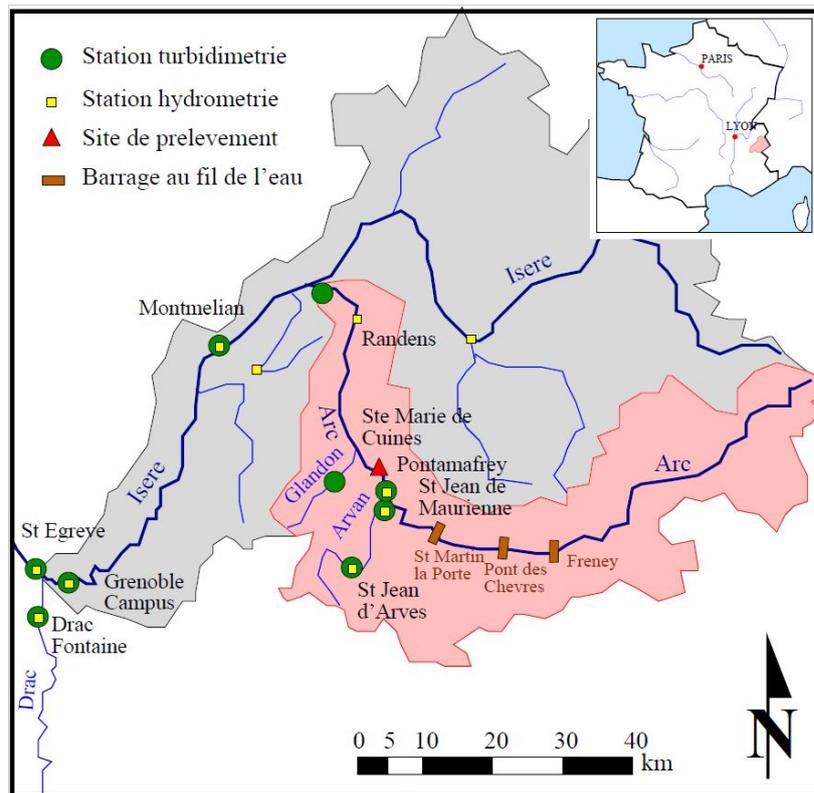


FIGURE 4.11. Localisation du site de prélèvement sur l'Arc-en-Maurienne

4.3.4.2 Jeu de données étudié

Le jeu de données d'une centaine de paires d'échantillons a été analysé au laboratoire HHlab d'Irstea Villeurbanne en concentration en MES et granulométrie laser. Les échantillons secs comportent en moyenne 2,2 % de matière organique, détruite par exposition des échantillons secs dans un four à moufle à 500 °C pendant 30 minutes (réalisé sur 35 échantillons). Les échantillons comportent des taux de particules > 63 μm variables, de 11 à 90 % de la masse sèche (cf. Figure 4.12). Dans le cas particulier d'une chasse de l'Arc, il apparaît d'ailleurs qu'une corrélation existe entre les concentrations en MES et le pourcentage de sable dans l'échantillon. Ceci peut s'expliquer du fait que les sables sont mis en suspension pour les contraintes les plus élevées, et donc les débits les plus élevés ; de la même manière, les concentrations en MES lors d'un évènement de chasse sont fortement corrélées au débit. Il y a plus d'érosion dans les retenues pour les débits les plus élevés, et suivant les conditions d'abaissement du niveau.

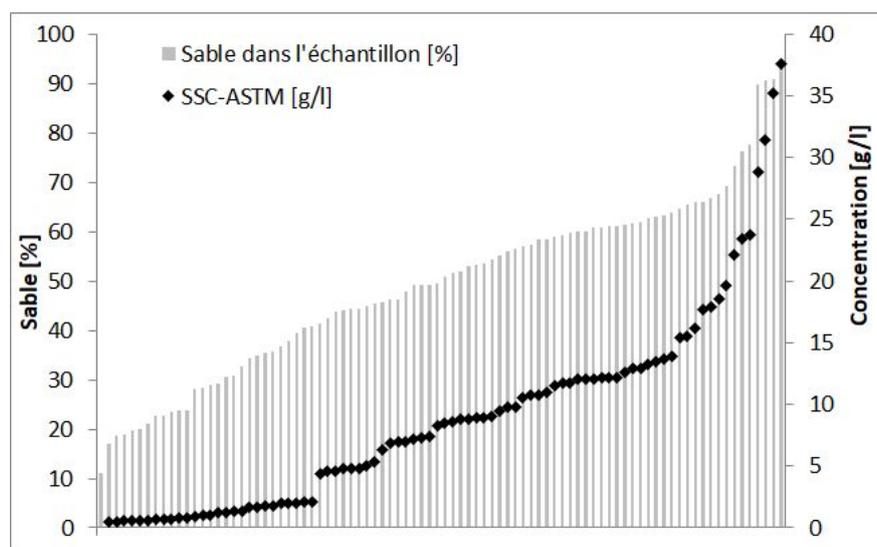


FIGURE 4.12. Proportion de sable ($> 63 \mu\text{m}$) dans les échantillons et concentration en MES totales ASTM D3977 (2007) du jeu de données complet (classés par concentration croissante).

On ne différencie pas dans cette étude les sables des flocs éventuels générés par l'agglomération de particules cohésives. Cependant, les photos effectuées au microscope électronique (cf. Figure 4.13) confirment la présence de sable en majorité dans les matériaux retenus dans le tamis ($63 \mu\text{m}$).

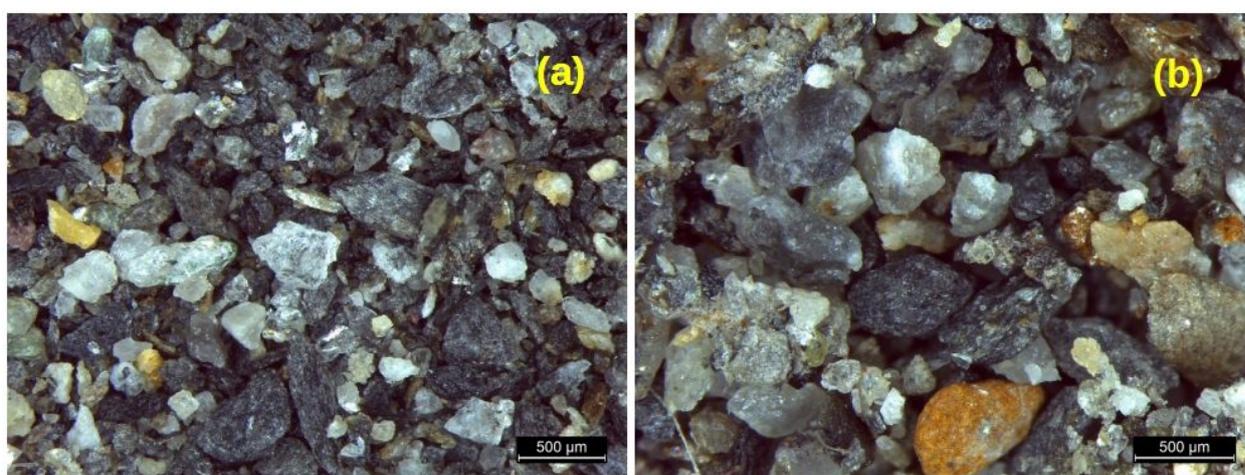


FIGURE 4.13. Photos des sédiments de diamètre $> 63 \mu\text{m}$ d'échantillons de l'Arc (a) (Echantillon 3-4) pris au préleveur multiprofondeur, (b) (Échantillon de Pontamafrey 15h) pris au préleveur automatique en berge.

4.3.5 Résultats : Influence des techniques de sous-échantillonnage

La comparaison de 28 paires d'échantillons mesurées par les méthodes ASTM D3977 (2007) (option C) avec séparation du sable par tamisage avant filtration et AFNOR NF EN 872 (2005) avec sous-échantillonnage par versement rapide pour les échantillons de l'Arc est conforme aux observations de la littérature, avec une sous-estimation forte de la méthode AFNOR NF EN 872 (2005), (cf. Figure 4.14 a). La figure 4.14b met en évidence une des raisons de cette sous-estimation : il existe une corrélation forte entre le pourcentage de sable dans la masse totale de sédiments et la différence

observée entre les résultats des deux méthodes, en particulier lorsque le pourcentage de sable est supérieur à 50%. Le pourcentage de sable est calculé en comparant les proportions de sable et de MES totales obtenues dans chaque échantillon par la méthode de séparation proposée par la norme [ASTM D3977 \(2007\)](#) (option C). Si on considère la méthode [ASTM D3977 \(2007\)](#) comme référence, la méthode [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#) sous-estime la concentration totale pour les teneurs en sable importantes. On fait des erreurs allant de 25% à plus de 50% pour des échantillons contenant plus de 40% de sable.

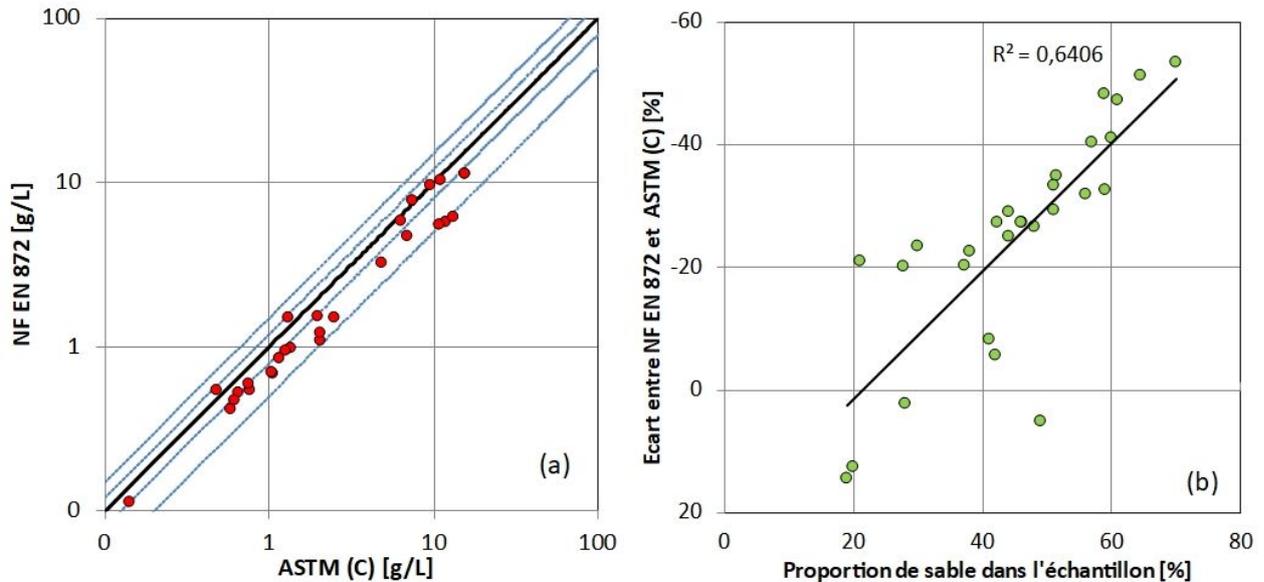


FIGURE 4.14. (a) Comparaison des concentrations ([ASTM D3977, 2007](#)) (option C) et ([AFNOR NF EN 872, 2005](#)). Les traits pointillés bleus sont les enveloppes à ± 20 et ± 50 %, (b) écarts calculés en pourcentage entre les concentrations des méthodes [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#) et [ASTM D3977 \(2007\)](#) en fonction du pourcentage de sable

Dans cette comparaison le sous-échantillonnage par agitation et versement rapide est clairement mis en cause dans la sous-estimation des concentrations par la méthode [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#), même pour des échantillons assez peu concentrés (concentration inférieure à 1 g/l). En effet, malgré une agitation vigoureuse les particules les plus lourdes ne restent pas en suspension pendant le temps de versement du sous-échantillon et se déposent au fond du flacon, entraînant une sous-estimation de ces dernières dans l'échantillon analysé. Les concentrations de quatre échantillons sont néanmoins surestimées par la méthode [AFNOR NF EN 872 \(2005\)](#). Il s'agit, pour trois d'entre eux, des échantillons les moins concentrés. Il est possible que dans les échantillons les moins concentrés en MES (et en sable également) le faible nombre de grains dans le sous-échantillon rende leur capture aléatoire et puisse biaiser la mesure dans le sens d'une surestimation comme d'une sous-estimation. Deux autres méthodes de sous-échantillonnage sont ici testées sur 35 paires d'échantillons afin d'en appréhender l'efficacité sur des jeux d'échantillons de concentration variées. La méthode par agitation magnétique et pipettage ([APHA SM 2540D, 2005](#)) décrite dans la partie 4.3.2.2, ainsi que la méthode dite « Agitation-prélèvement », décrite dans la partie 4.3.2.2.

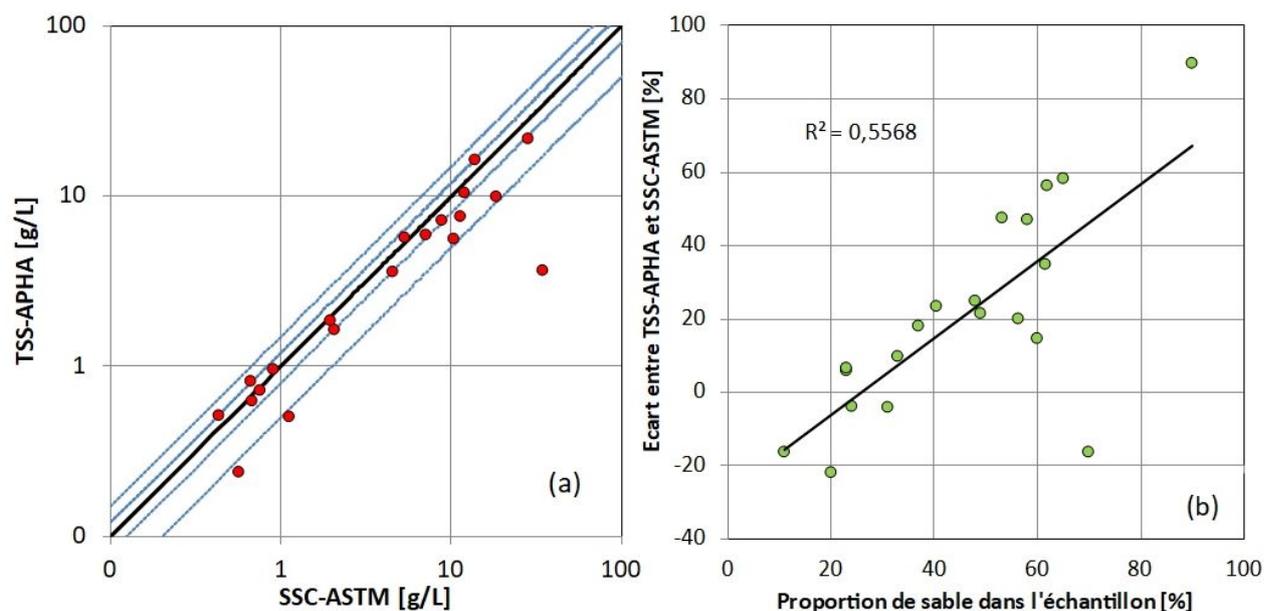


FIGURE 4.15. (a) Comparaison des concentrations [ASTM D3977 \(2007\)](#) (option C) et [APHA SM 2540D \(2005\)](#) par filtration après sous-échantillonnage par agitation magnétique et pipettage. Les traits pointillés bleus sont les enveloppes à ± 20 et $\pm 50\%$, (b) Écart calculé en pourcentage entre les concentrations mesurées par les méthodes ([ASTM D3977, 2007](#)) (option C) et [APHA SM 2540D \(2005\)](#) en fonction du pourcentage de sable.

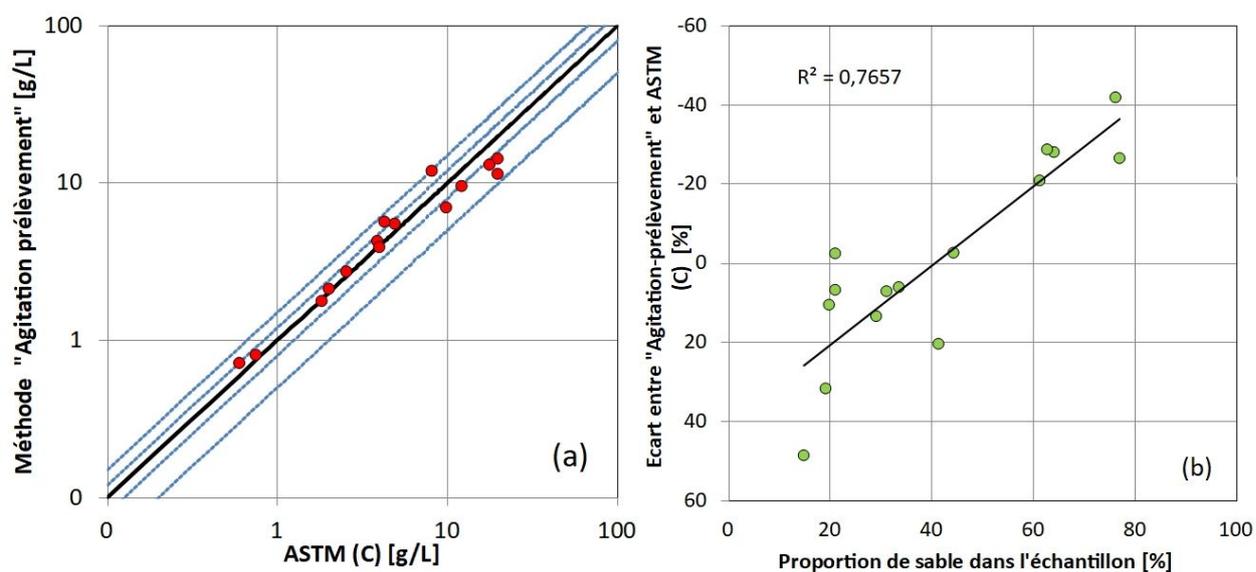


FIGURE 4.16. (a) Comparaison des concentrations [ASTM D3977 \(2007\)](#) (option C) et par filtration après sous-échantillonnage par la méthode « Agitation-prélèvement ». Les traits pointillés bleu sont les enveloppes à ± 20 et $\pm 50\%$, (b) Écart calculé en pourcentage entre les concentrations des méthodes [ASTM D3977 \(2007\)](#) (option C) et par filtration après sous-échantillonnage par la méthode « Agitation-prélèvement » en fonction du pourcentage de sable.

Les résultats des deux méthodes de sous-échantillonnage testées sont présentés sur les figures 4.15 et 4.16. Pour la méthode APHA [2005] avec sous-échantillonnage par pipettage le comportement est assez similaire aux observations du premier essai avec la norme AFNOR NF EN 872 (2005). On remarque une sous-estimation des concentrations quasi-proportionnelle à la quantité de particules grossières présentes dans l'échantillon, cinq échantillons ne suivent pas cette tendance, dont trois de concentration inférieure au g/l et peu concentrés en sable. Concernant la méthode « Agitation-prélèvement », il apparaît un biais par rapport à la méthode ASTM D3977 (2007) avec une sous-estimation des concentrations des échantillons contenant un taux de sable inférieur à 50% et une sur-estimation pour les échantillons avec un taux de sable supérieur à 50%. En définitive aucune des trois méthodes de sous-échantillonnage testées ne permet de retrouver sur toute la gamme les concentrations totales mesurées via la méthode ASTM D3977 (2007) (option C). Cette sous-estimation systématique en présence de sable dans les échantillons pourrait remettre en question le statut de référence de la norme AFNOR NF EN 872 (2005) et entraîner une adaptation du protocole pour les échantillons issus d'échantillonnages en rivière.

4.3.6 Conclusions

Ce travail mené sur un jeu d'échantillons de l'Arc-en-Maurienne prélevés en juin 2017 dans une gamme de concentration étendue (de 0,2 à 35 g/l) et une gamme de taux de sable dans l'échantillon élevée (de 10 à 90%) confirme les études menées outre-Atlantique sur les limites du sous-échantillonnage des prélèvements de rivières en présence de particules grossières. Cette étude met en lumière plusieurs points d'intérêt pour les scientifiques et gestionnaires qui s'intéressent à la mesure de la concentration et granulométrie des MES et aux flux de sédiments dans les cours d'eau :

1. La méthode de la norme américaine ASTM D3977 (2007) a été utilisée dans cette étude comme référence car elle permet de prendre en compte la totalité des particules les plus grosses. Elle a l'inconvénient d'être plus coûteuse en temps mais est mieux adaptée à l'analyse des eaux de rivière en particulier en présence de sable.
2. La présence de sable ($> 63\mu\text{m}$) dans des échantillons met en défaut la méthode de sous-échantillonnage par déversement rapide du prélèvement. Cela a des conséquences directes (de 10% à 60% d'erreur) sur les résultats d'analyse en concentration mais aussi sur d'autres mesures. Par exemple si ce type de sous-échantillonnage est réalisé pour effectuer une granulométrie, on sous-estimera la présence des particules les plus grosses, restées au fond du flacon. Les variantes de méthodes de sous-échantillonnage par pipettage, agitation magnétique et méthode « Agitation-prélèvement » ne réduisent pas significativement les erreurs, qui restent importantes et très variables. Ces méthodes peuvent même entraîner une sur-représentation du sable et donc une surestimation des concentrations faibles si la majorité des quelques grains présents sont capturés dans le sous-échantillon.
3. Concernant la métrologie et la normalisation : auprès des laboratoires contactés en France, on trouve une variété intéressante de méthodes de sous-échantillonnage et d'analyses pour déterminer la concentration en MES. Le seul fait que certains laboratoires, par choix méthodologique ne suivent pas la norme AFNOR NF EN 872 (2005) permet d'émettre des doutes sur son domaine d'application. Le constat sur ces pratiques pose la question de la cohérence des données entre elles. Comment arbitrer entre une limite réglementaire et une mesure issue d'une analyse non normalisée, ou normalisée mais très incertaine ?

Ce travail sur les échantillons de l'Arc-en-Maurienne fortement chargés en sable est généralisable à d'autres cours d'eau et fleuves, notamment en crue. En effet, d'autres jeux d'échantillons du Rhône ont été prélevés dans le cadre de l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR) à Port Saint Louis, aux Rippes et à l'aval du barrage de Génissiat, dont l'analyse confirme nos présentes conclusions. Il est sans doute nécessaire en France et en Europe de lancer une réflexion sur le sujet de la mesure de la concentration en MES en présence de sable, pour élaborer ou choisir collectivement la ou les méthodes les mieux adaptées à nos besoins et nos sites d'études. Ceci pour pouvoir comparer les études menées à partir de mesure de concentration en MES : bilans de flux, courbes de calibration de turbidimètres, concentrations en polluants associés aux MES et autres modélisations hydro-sédimentaires.

4.4 Autres éléments sur le sous-échantillonnage

4.4.1 Sous-échantillonnage et granulométrie

D'autres comparaisons ont été effectuées sur des mesures de la distribution de tailles de particules dans des suspensions multimodales. Ces comparaisons ont confirmé les difficultés d'analyse des suspensions multimodales comportant du sable. L'exemple de comparaison présenté ici a été effectué sur une série d'échantillons bruts d'eau du Rhône, prélevés durant la chasse du Haut-Rhône le 24 mai 2016 à la station de Ripes (cf. § 3.2.4.1) avec le préleveur de l'OFEV (cf. Figure 4.9 e). Les échantillons ont été analysés avec le granulomètre laser CILAS, d'une part après un sous-échantillonnage par agitation-versement de l'échantillon brut (AFNOR NF EN 872, 2005) et d'autre part après une séparation par tamisage des sables et des fines.

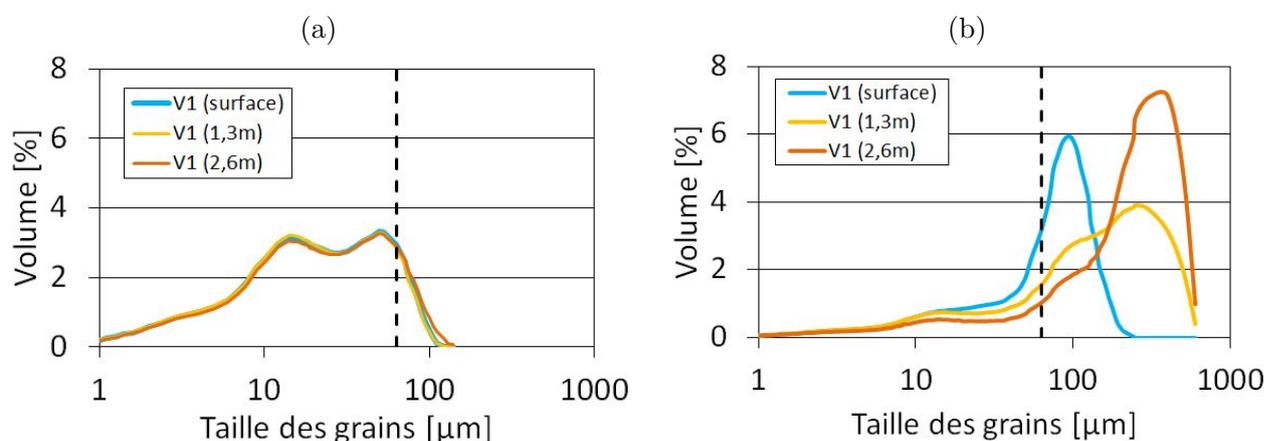


FIGURE 4.17. Campagne de mesures à la station de Ripes le 24 mai 2016 : distribution granulométrique des MES sans séparation (a) et distribution granulométrique des sables après séparation par tamisage (b). Le trait vertical pointillé noir représente la séparation à 63 μm .

La figure 4.17 présente les analyses des distributions granulométriques présentes dans 3 échantillons pris à différentes profondeurs sur une même verticale (V1 en rive gauche). La figure 4.17 a montre les résultats d'analyse granulométrique sans séparation par tamisage. On remarque deux modes fin, inférieurs à 63 μm et une proportion très faible de sable. La figure 4.17 b montre les

résultats de la distribution granulométrique de la fraction sableuse présente dans les mêmes échantillons, après tamisage à $63\ \mu\text{m}$. On observe d'une part un gradient dans la distribution des tailles des particules de sable, avec une augmentation de diamètre en lien avec la profondeur, qui confirme une suspension graduée de sable, jusqu'en surface dans ce cas-là. La figure 4.18 confirme le gradient de taille de particule mesuré au granulomètre laser.

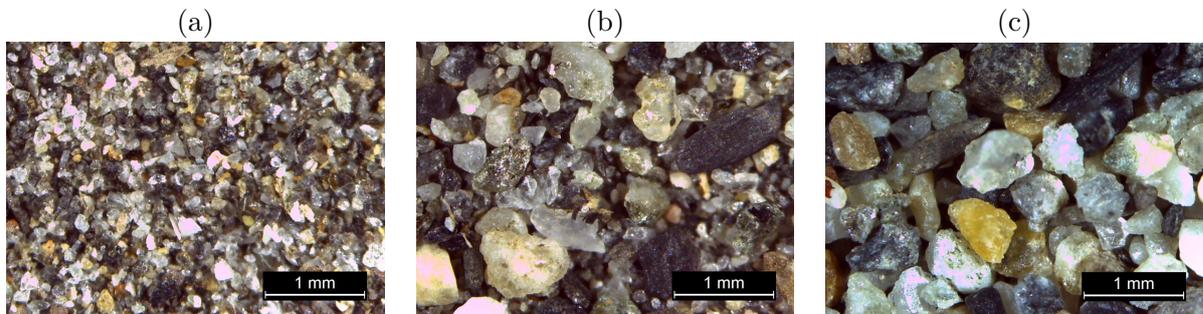


FIGURE 4.18. Campagne de mesures à la station de Ripes le 24 mai 2016 : photo des sables en suspension en surface (a), photo des sables en suspension à 1,3 m de la surface (b), photo des sables en suspension près du fond, à 2,6 m de la surface.

On remarque également que les particules les plus grosses ($>100\ \mu\text{m}$) qui ressortent de la seconde analyse n'apparaissent pas dans la première. En effet, lors de l'analyse du mélange fines/sable, les trois signaux correspondants aux trois échantillons sont quasi identiques avec très peu de particules $>100\ \mu\text{m}$. Lorsque qu'on isole le sable avant l'analyse granulométrique, on met en évidence la présence de particules de sable plus grosses, non détectées par la première analyse. De plus, il s'agit là de sable dans des concentrations importantes entre 2,4 et 7,9 g/l de sable pour une concentration en particules fines de 1,7 g/l.

Il ressort de ces mesures des différences importantes entre les quantités de sable détectées par le granulomètre laser sur un mélange de particules (fines et sable) et celles réellement mesurées dans les échantillons après séparation par tamisage à $63\ \mu\text{m}$. Des écarts importants existent aussi sur les résultats des distributions granulométriques qui apparaissent biaisées si la séparation physique par tamisage n'a pas lieu avant l'analyse. Cette comparaison a été répétée sur différents lots d'échantillons, pour différentes proportions de sable et de fines et en utilisant également les méthodes de sous-échantillonnage par pipetage dans un échantillon mis en mouvement par agitation mécanique. Les mêmes conclusions sont mises en évidence.

Il est possible que différents facteurs se combinent et entraînent ces difficultés d'analyse :

- Les méthodes de sous-échantillonnage par agitation-versement ou pipetage utilisées préalablement à l'analyse granulométrique sont identiques à celles testées précédemment dans l'étude des mesures de concentration et amènent donc une quantité irrégulière de particules plus grosses (sables).
- L'analyse granulométrique elle-même, avec une agitation mécanique et des ultra-sons dans la cuve de réception de l'échantillon, crée des zones de dépôt et ne parvient pas à entraîner dans le circuit d'analyse toutes les particules et en particulier les plus lourdes (des dépôts

de grosses particules ont été observés dans la cuve d'agitation du granulomètre CILAS). Ce facteur est dépendant de l'appareil utilisé et de la forme de la cuve de mélange. Le LISST portable, par exemple, dispose d'une cuve conique qui évite les dépôts intempestifs (des dépôts ont cependant été observés dans le moteur d'agitation après une utilisation intensive lors d'essais sur le Mékong en 2012).

- Des interactions entre les particules lors de l'analyse de mélanges, avec des phénomènes de masquage.

4.4.2 Répétitions d'analyses de MES en présence de sable

Dans l'exemple présenté sur la figure 4.19, 13 échantillons aux concentrations variées de l'APAVR des sites de Ripes, Bognes et Champagneux ont été sous-échantillonnés deux fois successivement en utilisant le même protocole (AFNOR NF EN 872, 2005) de sous-échantillonnage par agitation-versement, il ressort des écarts jusqu'à 30% entre les deux mesures de concentration. 3 valeurs présentent plus de 20% d'écart en concentration. Ces écarts sont attribuables au sable présent dans les échantillons et confirment les conclusions du § 4.3.6 sur un autre lot d'échantillons. Il est intéressant de constater que la seconde analyse donne des concentrations plus fortes (les écarts sont positifs pour la majeure partie des échantillons). Ceci est probablement dû au fait que lorsqu'on sous-échantillonne successivement par agitation-versement les grosses particules se concentrent dans l'échantillon restant.

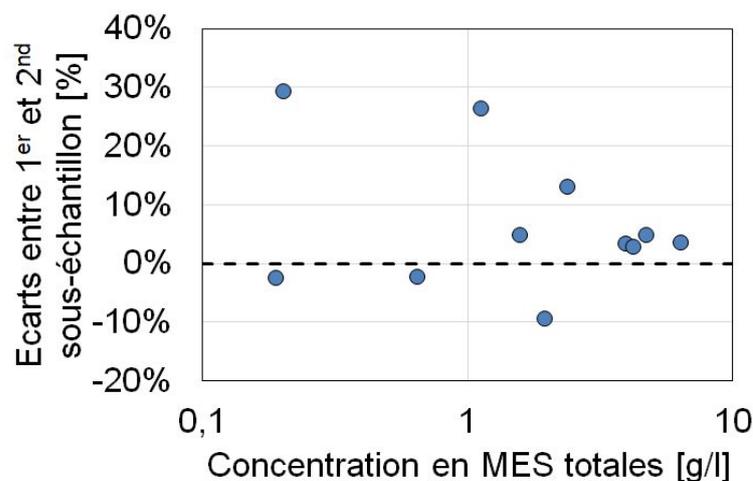


FIGURE 4.19. Écarts mesurés suite à la répétition d'analyses de sous-échantillons successifs d'un même échantillon (MES totales).

Ces essais mettent encore une fois en évidence le point faible du sous-échantillonnage lors de la mesure de la granulométrie ou comme ici, lors des mesures de concentration. Il semble indispensable de tamiser les échantillons contenant des mélanges de sédiments fins et plus grossiers à $63 \mu\text{m}$ avant l'analyse granulométrique. Une autre solution envisagée pourrait être d'effectuer une démodulation numérique (cf. § 2.1.2), cette solution fonctionne bien pour différencier les populations de particules fines mais peut être limitée par les erreurs d'analyse lorsque les particules grossières ne sont pas "vues" par le granulomètre. Dans tous les cas, ne pas séparer les sables avant analyse de concentration et granulométrie peut induire un fort biais pour les sables.

4.5 Évaluation des incertitudes sur les profils verticaux

Objectifs

Les préleveurs intégratifs sur la hauteur d'eau permettent de mesurer directement une concentration C_l moyenne pondérée par la vitesse sur la zone explorée par le préleveur. Par ailleurs, les données des préleveurs ponctuels sont intégrées sur la verticale par calcul pour chaque profil (Porterfield, 1972). Les incertitudes sur les méthodes d'intégration de la concentration ont fait l'objet de recherches par le FISP (FISP, 1941a) et l'USGS (Topping *et al.*, 2011; Sabol et Topping, 2012). D'autres, comme Hicks et Duncan (1997a) ont comparé sur trois cours d'eau en Nouvelle-Zélande l'efficacité d'un préleveur intégratif sur la hauteur avec un préleveur ponctuel P-61 considéré comme référence. Ils ont établi une relation empirique pour quantifier l'erreur u_{int} entre les deux méthodes d'estimation des profils verticaux.

$$u_{\text{int}} = 20 \exp\left(-0,0044 \frac{u_*}{\omega}\right) \quad (4.6)$$

avec u_*/ω le rapport vitesse de frottement sur vitesse de chute (équivalent au nombre de Rouse). Cette équation n'est considérée comme valable, que dans le cadre des deux instruments testés dans les conditions des essais.

Nous avons également, dans ce travail, effectué des comparaisons des concentrations pondérées. En effet, on peut, à partir des concentrations issues des prélèvements instantanés, les combiner aux mesures de vitesse par ADCP pour comparer les concentrations pondérées par la vitesse C_l ou “*Velocity weighted concentrations*”. Les verticales de quatre sites de mesure sur le Colorado (cf. Tableau 3.1) ont été étudiées. Cette étude a permis d'effectuer des comparaisons entre mesures classiques par intégration verticale (D-96) et mesures avec bouteille horizontale et ADCP (cf. Figure 4.20).

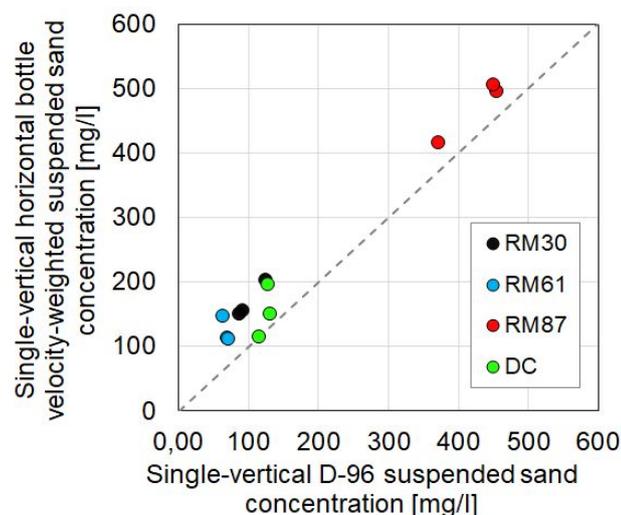


FIGURE 4.20. Comparaison des concentrations pondérées par la vitesse sur les verticales explorées sur le Colorado lors des comparaisons entre bouteille horizontale et D-96 (Dramais *et al.*, 2020).

Les résultats des comparaisons de concentrations pondérées montrent que la combinaison bouteille horizontale - ADCP donne des résultats en moyenne 44% plus élevés que les mesures par intégration verticale par D-96 (21% pour Diamond Creek) (cf. Figure 4.20). Ces résultats qui prennent en compte les vitesses mesurées par ADCP suggèrent que la pondération par la vitesse ADCP accroît la différence déjà observée avec les concentrations. Lors des essais à Diamond Creek, les concentrations pondérées ont également été comparées entre les mesures ponctuelles (P-61) et intégrées sur la verticale (D-96). Sur la verticale centrale, on a relevé des écarts de 2 et 5% sur les deux verticales testées ce qui suggère dans ce cas, un assez bon accord entre les techniques isocinétiques.

Partant du constat qu'on peut s'éloigner rapidement des conditions idéales du prélèvement isocinétique, le FISP a mis au point une méthode pour quantifier les erreurs sur le profil vertical avec les préleveurs intégratifs sur la hauteur d'eau (Skinner, 2007). Cette méthode permet de simuler l'impact des erreurs liées à la granulométrie, au type de buse d'entrée et à l'étendue de la zone d'intégration lors de la mise au point des préleveurs. Skinner (2007) effectue cette modélisation avec quatre préleveurs fictifs aux caractéristiques différentes. Les erreurs sont représentées par des relations empiriques basées sur les expérimentations du FISP. Les incertitudes sur la concentration résultante sont comprises entre moins de 2% jusqu'à plus de 60% dans les cas les moins favorables. L'approche proposée dans cette partie est dans le même esprit et va tester l'impact de la stratégie d'échantillonnage dans le calcul du profil avec une méthode d'inférence bayésienne. Ce type d'approche pour quantifier l'incertitude est compatible avec le supplément 1 du GUM (JCGM, 2008b) et peut permettre d'identifier quelle va être l'influence de la stratégie d'échantillonnage sur l'ajustement du profil.

Les paramètres d'influence testés sont :

- Le nombre de points échantillonnés et leur disposition sur la verticale.
- Le préleveur, isocinétique ou instantané.
- L'incertitude des observations.

Deux jeux de données vont être testés dans cette analyse, l'un basé sur trois expérimentations menées à Diamond Creek sur le Colorado, l'autre sur un jeu de données synthétiques permettant de calculer l'incertitude dans un cas idéal lorsqu'on connaît la vraie concentration et sa répartition sur la verticale.

4.5.1 L'intégration verticale

L'intégration verticale des concentrations est un point clé du calcul du flux de sable, cependant, il faut bien distinguer les concentrations C_l pondérées par la vitesse des concentrations massiques ponctuelles \overline{C}_l qui n'ont pas la même signification physique et ne sont donc pas comparables en l'état. La zone d'intégration est aussi un élément important du problème, les mesures intégratives sur la hauteur considèrent uniquement la zone explorée par le préleveur là où les mesures ponctuelles peuvent permettre d'intégrer sur toute la hauteur si la zone proche du fond est considérée. Cette zone proche du fond, à fort transport, peut être extrapolée. Plusieurs situations se présentent donc pour traiter de l'intégration verticale des concentrations :

- Les mesures par intégration sur la hauteur comme, avec le DH-96, qui permettent d'obtenir directement une valeur de concentration moyenne intégrée physiquement sur la verticale suite

à un aller-retour du préleveur sur celle-ci. Cette concentration est pondérée par la vitesse et prend en compte la zone d'exploration uniquement.

- Les mesures ponctuelles peuvent être intégrées sur la hauteur explorée par la méthode des trapèzes. Dans le cas de l'utilisation du P-61 ou de la bouteille horizontale, cette intégration permet d'obtenir la concentration moyenne sur la verticale. Les concentrations ponctuelles des bouteilles horizontales peuvent être pondérées par une mesure indépendante de vitesse. Ces concentrations sont intégrées sur la zone explorée ou au-delà, en prenant en compte la zone proche du fond.
- Les méthodes d'ajustement de profils théoriques à des mesures ponctuelles : dans cette situation, plusieurs modèles existent (Rouse, 1937; Van Rijn, 1984; Camenen et Larson, 2008), malgré leurs approximations sur la diffusivité et la concentration de référence, ces modèles permettent d'obtenir un profil de concentration complet et donc d'extrapoler des valeurs de concentration au delà de la zone mesurée. Les profils ainsi calculés vont être ensuite intégrés numériquement pour calculer une concentration moyenne qui ne sera pas pondérée par la vitesse.
- Des méthodes algébriques existent également et ont été testées comme sur le Missouri. Straub (1935) a proposé une formule pour calculer la concentration moyenne en sédiments avec des hypothèses de répartition de la concentration et de la vitesse entre le fond et la surface. L'auteur précise que cette formule n'est valable que dans les conditions du Missouri. Deux points de mesure ponctuels sont requis à $z_{0.8} = 0,8h$ et $z_{0.2} = 0,2h$ et la concentration moyenne est obtenue par l'équation suivante :

$$C_l = \frac{3}{8}c_{z_{0.8}} + \frac{5}{8}c_{z_{0.2}} \quad (4.7)$$

avec C_l la concentration moyenne sur la verticale.

La norme ISO 4363 (2002) a généralisé une approche algébrique pour des jeux de données à 2, 3 et 5 points sur la verticale qui va permettre le calcul de la concentration pondérée moyenne sur la verticale en donnant plus ou moins de poids aux différents points de mesure.

L'analogie avec les questionnements sur l'intégration des profils de vitesse pour la mesure de débit liquide pourrait aider dans le choix de la stratégie d'évaluation des incertitudes de mesure (Le Coz *et al.*, 2012, 2014a). Ainsi, on pourrait estimer les erreurs sur les extrapolations dans la zone non mesurée au fond à partir de l'hypothèse d'une distribution de probabilité rectangulaire des erreurs (JCGM, 2008a). Ceci pourrait être réalisé en calculant les valeurs minimales et maximales des erreurs avec les différents modèles d'extrapolation disponibles. Ainsi l'incertitude sur l'extrapolation de la concentration au fond pourrait être approchée. Cependant, dans le cas du calcul de flux, on combine la vitesse de l'eau et la concentration pour déterminer le flux sur la verticale. Le modèle de mesure est compliqué et rend l'application d'une approche par propagation d'incertitude plus délicate (JCGM, 2008a), d'où le choix de passer par les statistiques bayésiennes pour évaluer l'incertitude.

4.5.2 Approche bayésienne

Afin d'appréhender les incertitudes sur l'ajustement du profil vertical de concentration et pour quantifier les incertitudes sur ce profil, une méthode bayésienne va être utilisée. L'inférence bayésienne s'appuie sur le théorème de Bayes. Découvert au XVIII^e siècle, ce théorème est un résultat

de base en théorie des probabilités, il permet d'actualiser les estimations d'une probabilité ou d'un paramètre quelconque, à partir d'observations et des lois de probabilité de ces observations. Cette approche est très utile dans de nombreux domaines, dont la métrologie et l'estimation des incertitudes de mesure. Ici, le paramètre qui va être étudié est la concentration sur la verticale et avec comme observations : les différents jeux de données de prélèvements disponibles et leurs incertitudes. En fonction des informations disponibles, les incertitudes sur les observations sont prises en compte individuellement. Un échantillonnage dans une chaîne de Markov Monte Carlo (MCMC) génère un grand nombre de résultats réalistes, qui permettront d'obtenir un profil de concentration probable. Basés sur ces approches, plusieurs outils ont été développés dans l'unité de Recherche RiverLy (Renard *et al.*, 2015). BaRatin (Le Coz *et al.*, 2014b) traite de la question de la construction des courbes de tarage et de leurs incertitudes en prenant en compte l'incertitude des jaugeages et des a priori issus de la connaissance hydrodynamique du site. L'outil *BaM!* a été développé pour s'adapter à différents types de modèles (Mansanarez *et al.*, 2019). Cet outil est adapté ici pour traiter de l'ajustement du profil vertical de concentration. En voici les différentes étapes :

1. La première étape consiste à déterminer le modèle testé (base physique). Dans le cas du profil vertical de concentration, nous allons retenir le profil exponentiel comme modèle (cf. § 2.3.3).
2. On spécifie ensuite des a priori sur les paramètres qui définissent cette équation.
3. On quantifie l'incertitude sur les observations de concentration de chaque point (cf. § 4.2)
4. Enfin, le simulateur bayésien *BaM!* génère un ensemble de jeux de paramètres permettant de calculer un faisceau de profils verticaux vraisemblables dont on peut extraire le profil de concentration issu du jeu de paramètres le plus probable et l'incertitude associée, au niveau de confiance de 95% (appelé intervalle de crédibilité dans le contexte bayésien).

Le modèle est celui du profil exponentiel qui est défini par l'équation 2.19, qu'on peut écrire aussi :

$$c(z) = c_R \exp \alpha = c_R \exp \left(-\frac{6 \omega}{\sigma \kappa u_* h} z \right) \quad (4.8)$$

avec c_R la concentration de référence selon Camenen et Larson (2008). Le développement du terme correspondant au coefficient α met en jeu notamment la vitesse de chute calculée selon la formule de Soulsby (1997), la vitesse de cisaillement u_* , les constantes σ et κ et la hauteur d'eau h qui vont permettre d'estimer l'a priori sur α .

La concentration de référence c_R et le coefficient α vont être estimés par *BaM!*. Les paramètres variables sont associés avec une incertitude propre (cf. Tableau 4.2) tout comme les constantes utilisées (κ , σ , g , ν) ce qui constitue les a priori de chaque paramètre. La concentration de référence c_R va dépendre du d_{50} de la suspension et du d_{34} des matériaux du fond qui permet d'estimer la rugosité de peau. Pour le calcul de la diffusion verticale et donc du coefficient α , on utilise une vitesse de frottement de forme u_* fonction de la taille des rides ou dunes de fond, de la vitesse et de la hauteur d'eau. Ces éléments de connaissance sur c_R et α constituent les a priori sur le modèle.

Ensuite, on doit déterminer les incertitudes des observations. Les incertitudes élargies ont été fixées à 15% pour les mesures effectuées avec le préleveur P-61 et 25% pour les mesures effectuées avec la bouteille horizontale (cf. § 4.2.6), une part fixe de 10 mg/l est ajoutée à l'incertitude des valeurs expérimentales. Ces valeurs sont des ordres de grandeur cohérents avec les valeurs de la

Paramètre	d_{50}	d_{84}	U	h
DC1	130 μm	400 μm	1 m/s	8,6 m
DC2	130 μm	400 μm	1 m/s	8,7 m
DC3	130 μm	400 μm	1,2 m/s	9,5 m
DC4	130 μm	400 μm	1,2 m/s	9,5 m
DC5	130 μm	400 μm	1,1 m/s	9,6 m
Incertitude	$\pm 50 \mu\text{m}$	$\pm 50 \mu\text{m}$	5%	2%

TABLE 4.2. Paramètres variables et incertitudes pour les jeux de données réelles.

littérature (cf. Tableau 4.1) voir supérieures aux estimations. Dans cette approche, l'incertitude sur la mesure de la profondeur de prélèvement ne sera pas prise en compte.

4.5.3 Application aux jeux de données

Nous allons tester la sensibilité du calage du profil vertical à plusieurs stratégies de mesure. Cette approche doit permettre d'évaluer d'une part, l'incertitude paramétrique du modèle, liée au calage de la concentration de référence et du coefficient α et d'autre part, de l'incertitude structurelle liée aux limites du modèle pour représenter le profil réel. L'incertitude totale autour du profil modélisé sera évaluée, elle combine l'incertitude paramétrique et l'incertitude structurelle. Deux plans d'expérience sont mis en place : pour le jeu de données de comparaison (P-61, bouteille horizontale) à Diamond Creek et sur un jeu de données synthétiques permettant de s'affranchir de l'incertitude structurelle. Dans la suite de cette partie lorsqu'il sera question de concentration moyenne sur la verticale, il s'agira d'une concentration moyenne sans pondération par la vitesse (\overline{C}_i).

4.5.3.1 Données réelles

Le plan d'expérience mis en œuvre sur des données réelles est détaillé dans le tableau 4.3. On teste des hypothèses sur le nombre de points sur la verticale et sur des situations de comparaison des deux préleveurs (P-61 et bouteille horizontale) et de répétitions des échantillons sur un même point. Les résultats sont proposés sous forme graphique (cf. Figure 4.21 à Figure 4.26) sur lesquels apparaissent le profil le plus probable avec des enveloppes d'incertitudes correspondantes à l'incertitude paramétrique et l'incertitude totale à 95%. La ligne tiretée verticale correspond à la médiane de la concentration moyenne issue des 5000 profils générés par *BaM!*, l'enveloppe verte représente l'incertitude paramétrique de cette concentration. Les points de mesure sont représentés avec leur incertitude propre. Les principaux résultats (concentration de référence et concentration moyenne avec son intervalle de crédibilité à 95%) sont rassemblés dans le tableau 4.3.

Nom	Date	Échantillonneur	Configuration des points	Effet testé	c_R	\bar{C}_l
DC1	19/12/2018	P-61	6 points sur la verticale	Impact du préleveur lors d'une exposition successive sur le même transect	0,31	0,10 [0,09 ; 0,11]
DC2	19/12/2018	BH	6 points sur la verticale	Impact du préleveur lors d'une exposition successive sur le même transect	0,46	0,14 [0,10 ; 0,21]
DC1_1	19/12/2018	P-61	1 point sur la verticale	Ajustement d'un profil avec un point à 1,09 m au dessus du fond	0,37	0,10 [0,08 ; 0,21]
DC1_2	19/12/2018	P-61	2 points sur la verticale	Ajustement d'un profil avec le point du fond (0,48 m) et le point de sub-surface	0,34	0,11 [0,09 ; 0,15]
DC1_3	19/12/2018	P-61	3 points sur la verticale	Ajustement d'un profil avec les 2 points du fond (0,48 et 1,09 m) et le point de sub-surface	0,33	0,10 [0,09 ; 0,15]
DC1_4	19/12/2018	P-61	4 points sur la verticale	Ajustement d'un profil avec les 2 points du fond (0,48 et 1,09 m), un intermédiaire (3,83 m) et le point de sub-surface	0,31	0,10 [0,09 ; 0,11]
DC1_5	19/12/2018	P-61	5 points sur la verticale	Ajustement d'un profil avec 5 points sauf le point le plus bas (0,48 m)	0,30	0,10 [0,08 ; 0,11]
DC3	02/04/2019	BH	6 points sur la verticale	Impact du préleveur lors d'une exposition successive sur le même transect (chaque point est répété 3 fois)	0,27	0,10 [0,09 ; 0,12]
DC4	02/04/2019	P-61	6 points sur la verticale	Impact du préleveur lors d'une exposition successive sur le même transect (chaque point est répété 3 fois)	0,21	0,08 [0,07 ; 0,09]
DC5	26/02/2019	P-61	6 points sur la verticale	Impact du préleveur P-61 lors de deux passages successifs sur le même transect (chaque point est répété 3 fois)	0,44	0,16 [0,14 ; 0,18]
DC5_1	26/02/2019	P-61	6 points sur la verticale	Impact du préleveur P-61 lors du premier passage sur le même transect (chaque point est répété 3 fois)	0,39	0,14 [0,12 ; 0,17]
DC5_2	26/02/2019	P-61	6 points sur la verticale	Impact du préleveur P-61 lors du second passage sur le même transect (chaque point est répété 3 fois)	0,53	0,19 [0,17 ; 0,23]

TABLE 4.3. Plan d'expérience pour l'analyse des profils BaM/l avec données réelles sur le Colorado à Diamond Creek. (BH) pour bouteille horizontale, c_R la concentration de référence du profil exponentiel. \bar{C}_l la concentration moyenne sur la verticale, médiane des 5000 réalisations de BaM/l pour chaque exemple et entre crochets les quantiles à 2,5 et 97,5%.

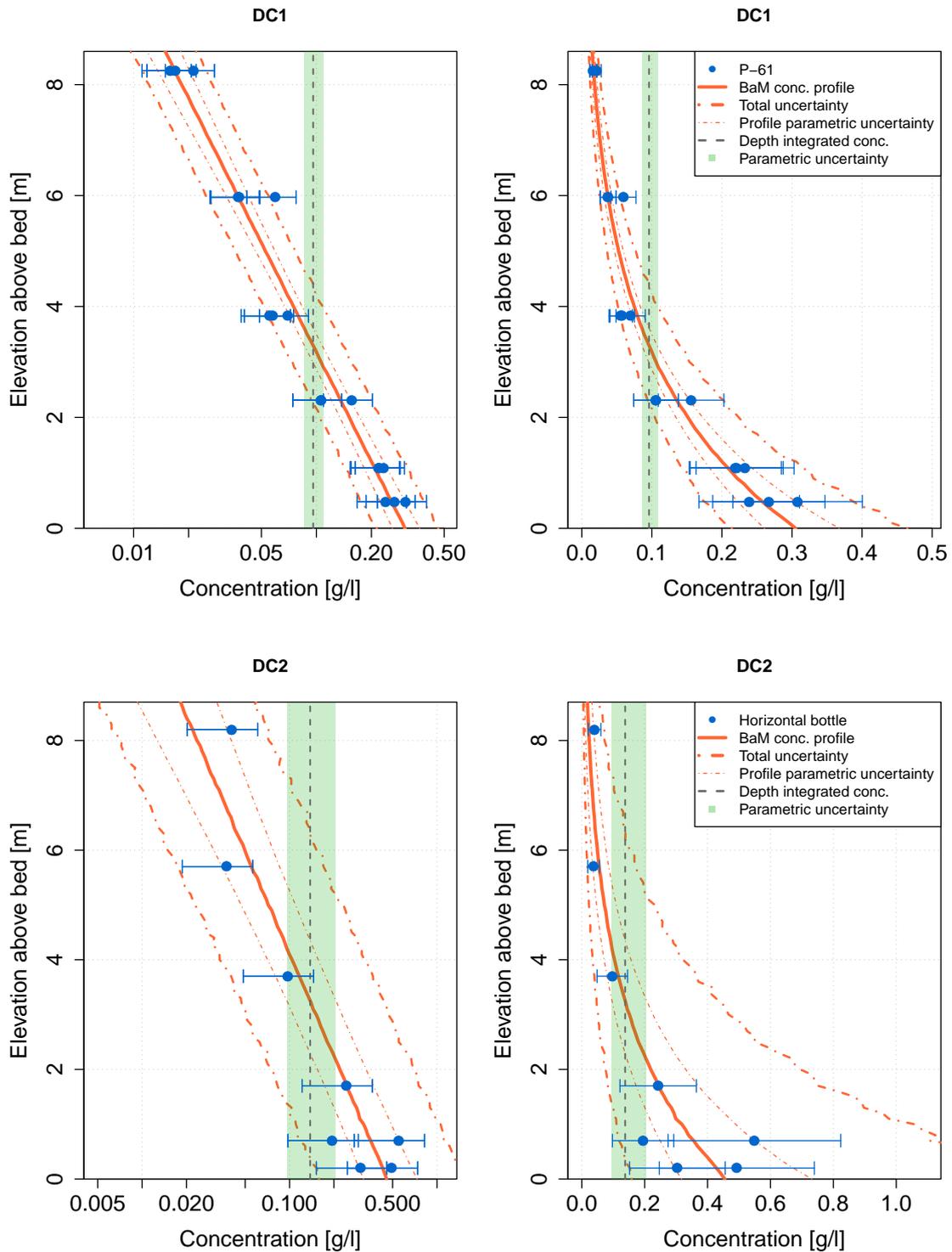


FIGURE 4.21. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Comparaison de deux passages successifs sur le transect avec le P-61 puis la bouteille horizontale. Cas réels DC1 et DC2.

Les cas DC1 et DC2 (cf. Figure 4.21) nous apportent une première information sur la comparaison des préleveurs. Il s'agit de deux passages sur un même transect, d'abord avec le P-61 (DC1) puis

avec la bouteille horizontale (DC2). Le cas DC1 contient 3 répétitions par point échantillonné alors que DC2 a uniquement 2 répétitions pour les points bas. Les bonnes conditions de comparaison ne sont pas réunies ici mais on remarque un point de surface pour DC2 assez élevé en concentration par rapport à celui de DC1 et des points bas très variables et plus élevés en concentration que pour DC1. Ceci a pour conséquence une estimation plus forte de la concentration de référence pour DC2 et une incertitude beaucoup plus élevée. On a dans ce cas là une concentration de référence 33% plus élevée pour DC2 que pour DC1 ainsi qu'un désaccord entre les deux concentrations moyennes. Dans les deux cas, les incertitudes totales du profil englobent tous les points et quasiment tous leurs propres intervalles de confiance. Le profil DC2 est beaucoup plus incertain à cause surtout du manque de répétitions des échantillons.

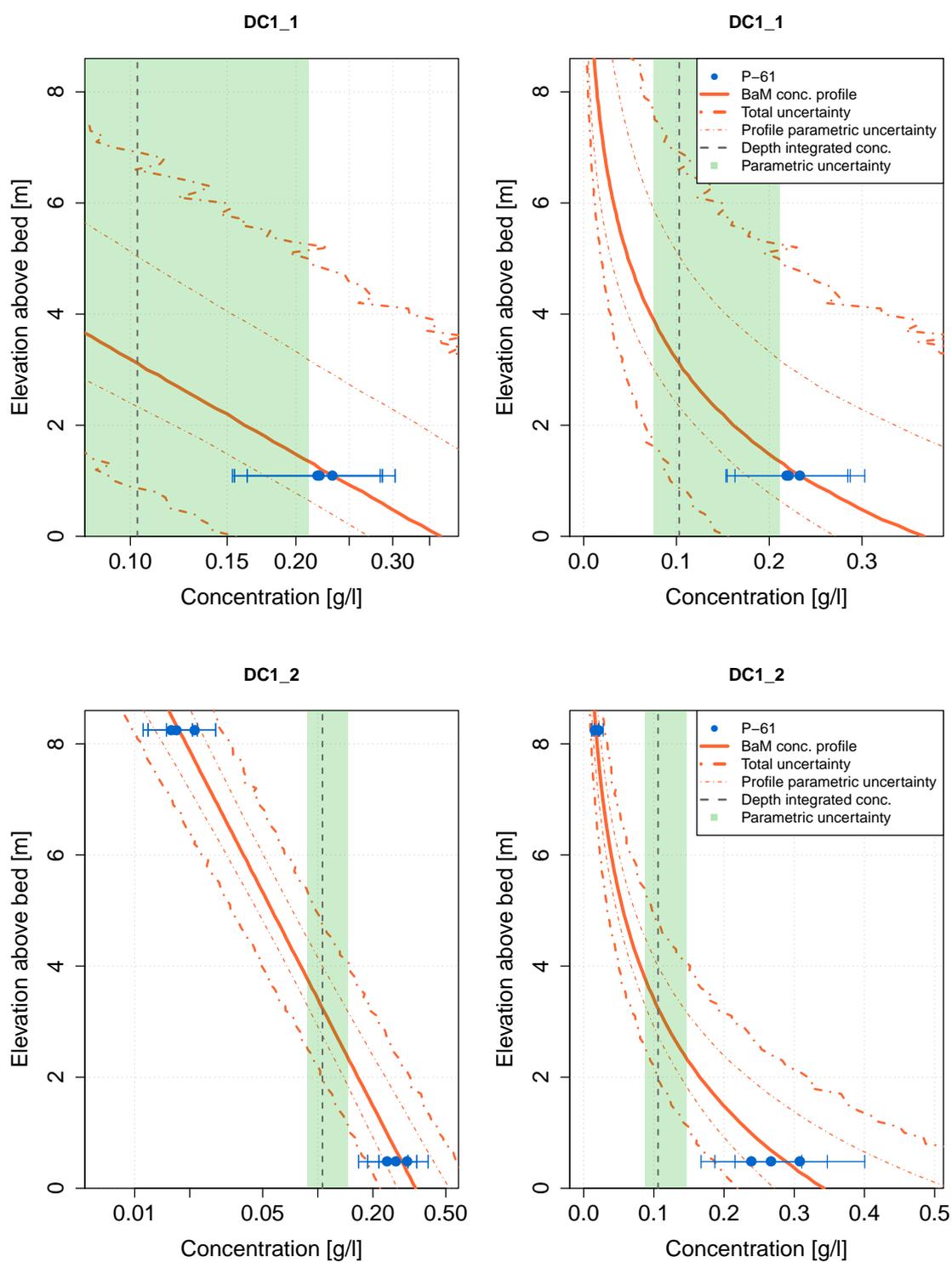


FIGURE 4.22. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Test d'un nombre limité de points. Cas réels DC1_1 et DC1_2.

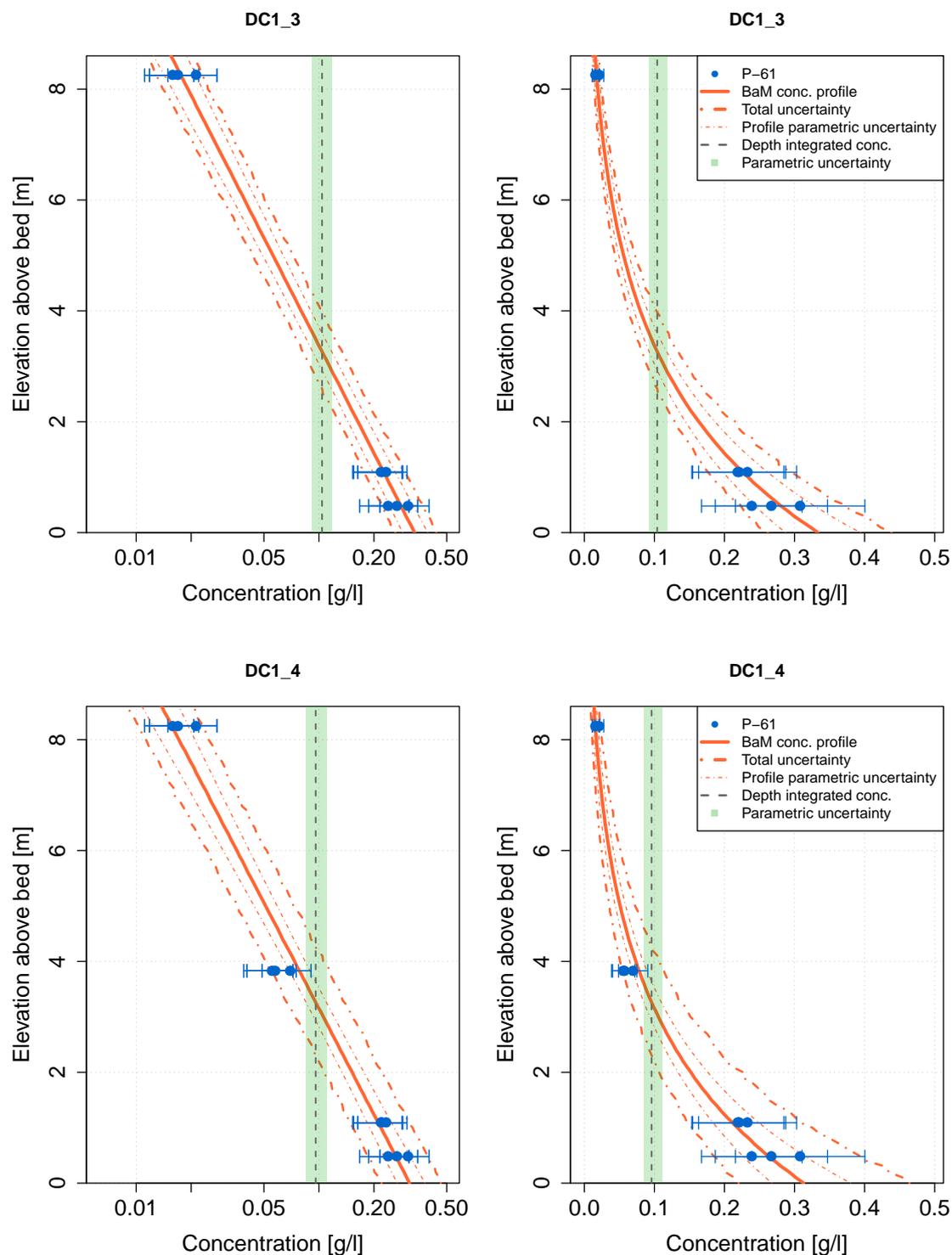


FIGURE 4.23. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Test d'un nombre limité de points. Cas réels DC1_3 et DC1_4.

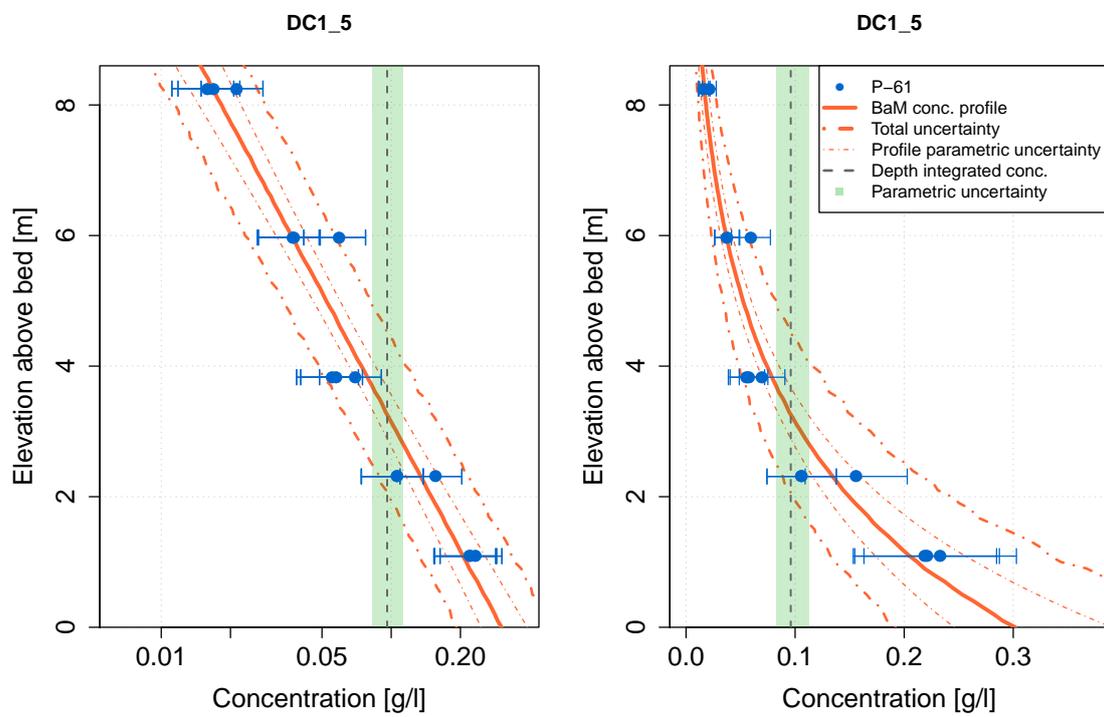


FIGURE 4.24. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Test d'un nombre limité de points. Cas réel DC1_5.

Les cas DC1_1 à DC1_5 (cf. Figure 4.22 à Figure 4.24), sont des profils issus de DC1 avec un nombre réduit de points, on cherche ici à mieux comprendre comment la répartition et le nombre de points jouent sur le profil probable : le cas DC1_1, avec uniquement un point pour caler le profil, donne des incertitudes très élevées mais permet tout de même de trouver un profil probable et une concentration moyenne pas très éloignée du cas complet DC1. Le cas DC1_2 avec le point bas et un point de sub-surface permet de réduire considérablement les incertitudes et de se rapprocher un peu plus des valeurs du profil DC1. L'ajout d'un second point au fond apporte une information supplémentaire importante. Le cas DC1_3 avec un point supplémentaire dans la partie basse permet d'affiner les enveloppes d'incertitude et donne déjà des valeurs très proches de DC1. Avec ces trois points seulement, la valeur de concentration moyenne est 8% au-dessus de celle de la verticale témoin et la concentration de référence est supérieure de 9%. Avec DC1_4, on vérifie l'apport d'un point intermédiaire dans la colonne d'eau, ce point (dont le triplet est assez peu dispersé) fait augmenter légèrement l'incertitude totale du profil par rapport à DC1_3, mais réduit l'écart avec les valeurs de DC1, son impact est moindre que celui du troisième point. Avec DC1_5 (cf. Figure 4.24) on vérifie ici l'impact du point le plus bas du profil, l'incertitude totale du profil augmente par rapport à DC1_4 qui comportait deux points bas mais l'écart avec les valeurs de concentration moyenne et de concentration de référence, sont logiquement les plus faibles, sur cette série de tests.

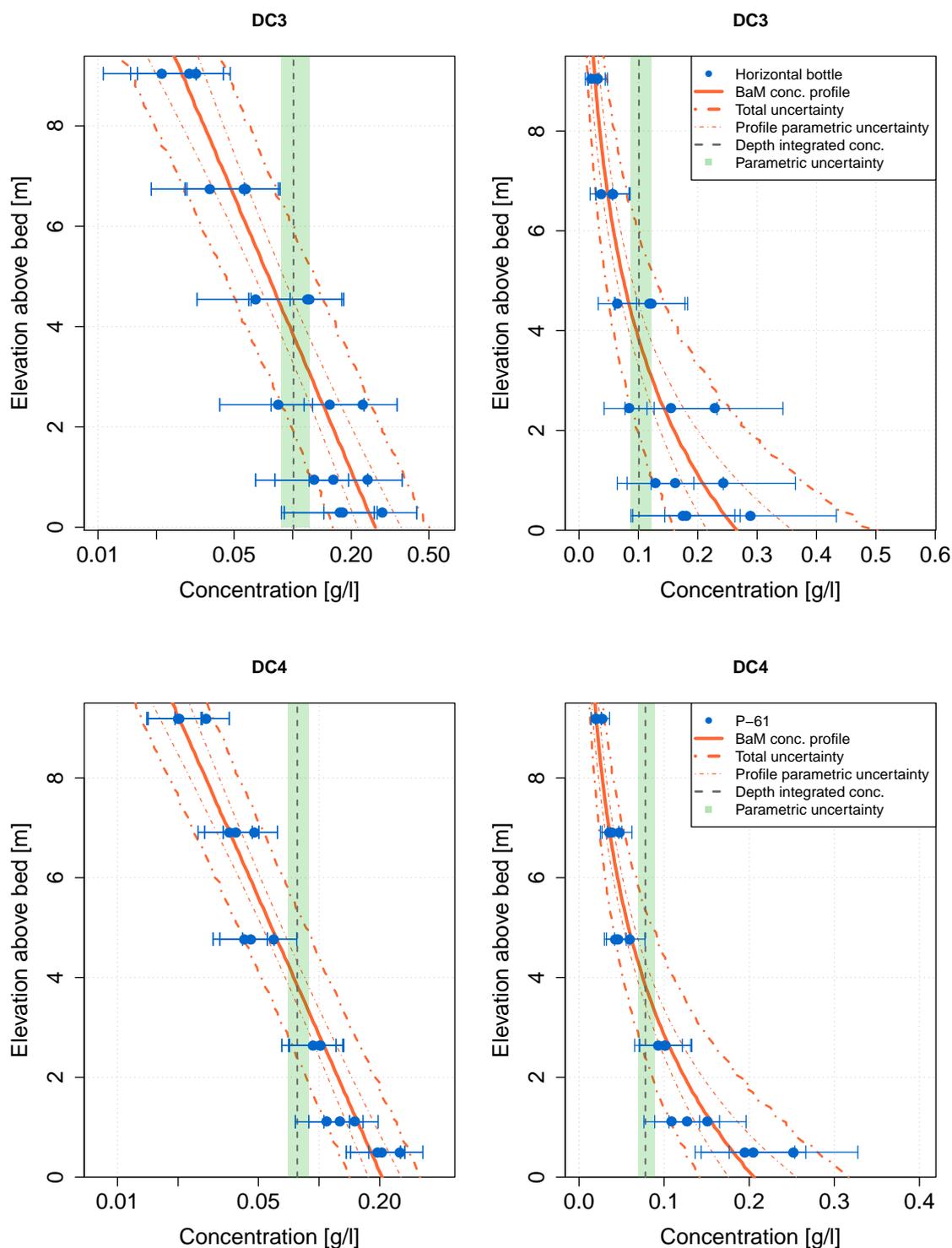


FIGURE 4.25. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Comparaison de deux passages successifs sur le transect avec le P-61 puis la bouteille horizontale. Cas réels DC4 et DC3.

Les cas DC3 et DC4 (cf. Figure 4.25) présentent une comparaison plus rigoureuse que DC1-DC2. Chaque point de prélèvement est échantillonné trois fois successivement avec les deux préleveurs.

L'écart sur la concentration moyenne peut paraître faible (20 mg/l sur 100 mg/l) mais cela correspond à 22% de la concentration moyenne des deux passages. On a dans ce cas-là une concentration de référence 29% plus élevée pour la campagne réalisée avec la bouteille horizontale par rapport à celle issue du P-61. Les enveloppes d'incertitude totale pour le P-61 sont proches de celles obtenues avec DC1. Pour DC4 l'incertitude totale est bien meilleure que pour DC2 même si elle reste deux fois supérieure à celle de DC4 avec le P-61.

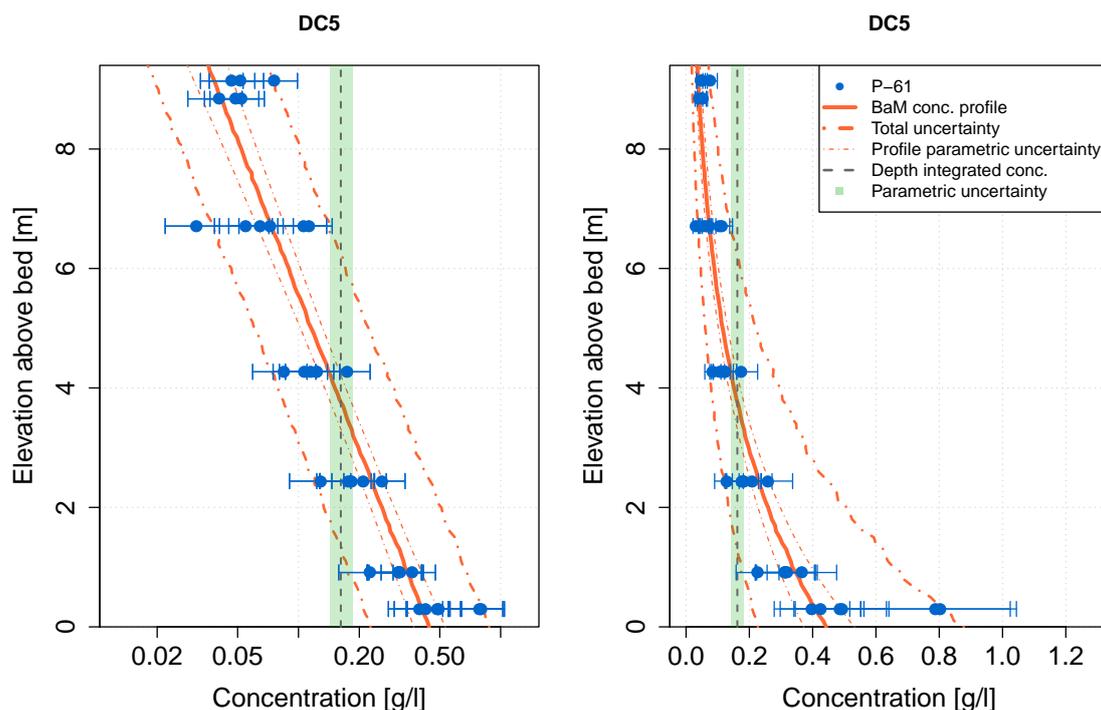


FIGURE 4.26. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Fusion des deux passages successifs. Cas réel DC5.

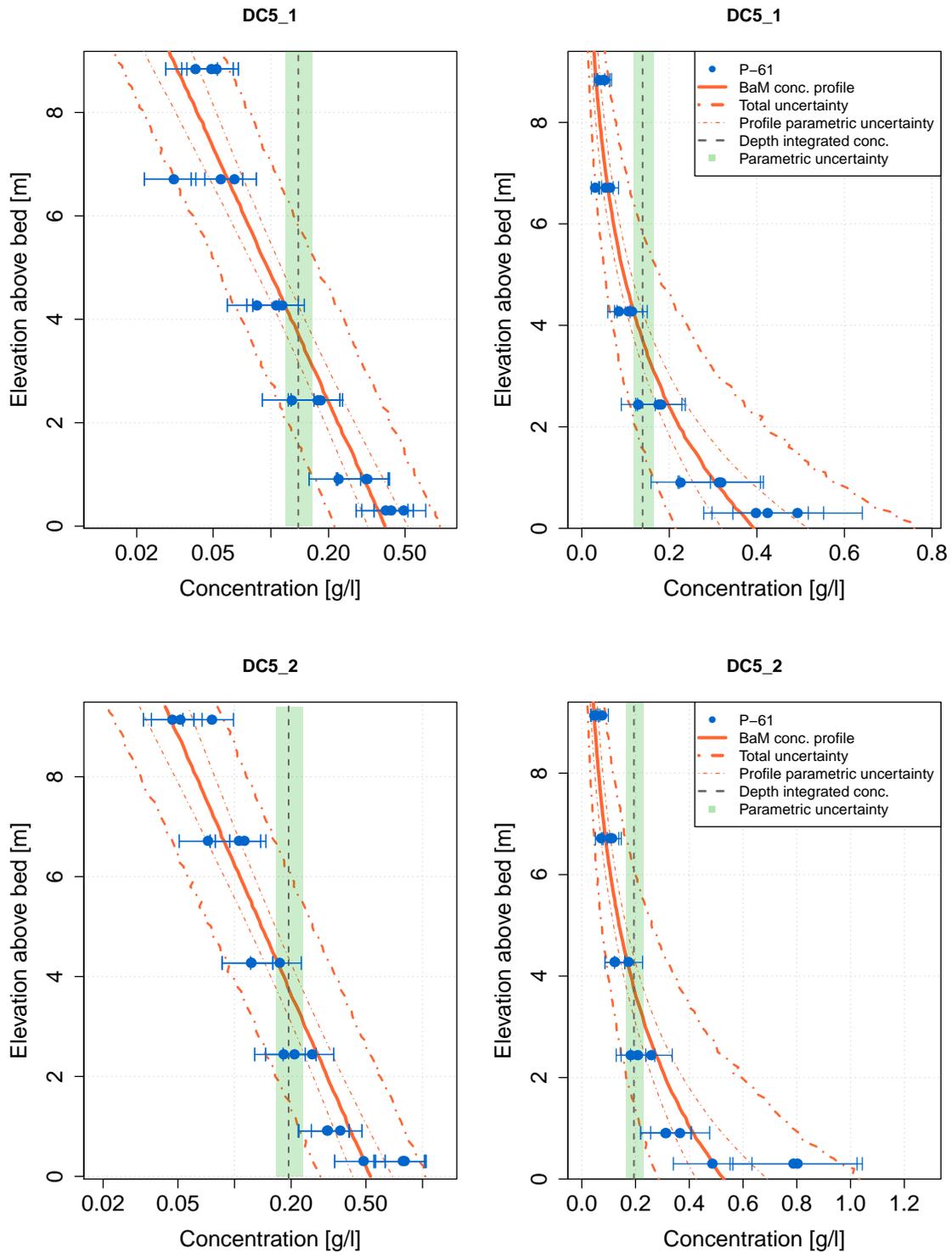


FIGURE 4.27. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Test de deux passages successifs sur le même transect. Cas réels DC5_1 et DC5_2.

La dernière série de tests (DC5 à DC5_2) est effectuée sur une campagne de mesures incluant uniquement le préleveur P-61 (cf. Figure 4.26 à Figure 4.27). Il s'agit, pour DC5_1 et DC5_2,

de deux passages successifs (9h43-10h24 puis 13h20-14h04) sur une verticale avec 3 répétitions par points et 6 points sur la hauteur d'eau. DC5 (cf. Figure 4.26) est le jeu de données complet (avec les deux passages fusionnés) et DC5_1 et DC5_2 (cf. Figure 4.27) correspondent aux deux passages pris individuellement. Pour DC5_1 et DC5_2 les résultats sont assez différents. On a une concentration moyenne qui augmente de 33% entre le premier et le second passage et une concentration de référence qui augmente de 30%. Globalement, le second profil est plus concentré avec des points au fond plus dispersés et plus concentrés. Ces résultats suggèrent une augmentation du débit de sable entre les deux passages. L'incertitude totale et sa part paramétrique sont beaucoup plus faibles si l'on fusionne les deux passages : on a, à ce moment-là, des observations avec 6 points par niveau ce qui est favorable à la réduction des incertitudes. Les valeurs de concentration de référence et de concentration moyenne se situent logiquement entre celles des deux passages. On peut noter que deux points sur le haut du profil ne sont pas dans l'intervalle total d'incertitude même si leurs incertitudes recourent une partie de l'intervalle.

Interprétation des résultats sur les données réelles

On peut retenir plusieurs enseignements de ces tests de cas réels avec *BaM!*.

- Lors des deux comparaisons de préleveurs (P-61 et bouteille horizontale) la bouteille horizontale donne des résultats en concentration plus dispersés, plus élevés et plus incertains que le P-61, même dans le cas où les échantillons successifs sont très proches dans le temps et répétés (cf. Figure 4.25). En effet, le prélèvement par bouteille horizontale n'est pas isocinétique et pourrait impliquer une sur-estimation des concentrations (FISP, 1941b). De plus, on voit que la dispersion des répétitions de points joue sur l'incertitude et elle est plus importante dans le cas de la bouteille horizontale.
- Sur l'influence de la position et du nombre de points sur le profil, on voit que les points bas ont une forte influence sur c_R et α . Au niveau du nombre, plus on augmente la densité des points, plus on se rapproche des valeurs du profil complet. Par contre, les incertitudes les plus faibles sont observées pour les cas qui concentrent des points au fond.
- Les comparaisons par mesures successives sont sujettes aux variations temporelles et spatiales de la concentration du cours d'eau ce qui rend plus complexes les interprétations.

4.5.3.2 Données synthétiques

Grâce à l'utilisation de données synthétiques, on peut connaître la valeur vraie de la concentration sur la verticale. Un profil idéal a été généré à partir d'un profil théorique exponentiel (cf. Equation 4.8) (Camenen et Larson, 2008). Dans les paramètres permettant de générer le profil, on a supposé une concentration de référence de 4 g/l et un coefficient α de $-0,5 \text{ m}^{-1}$ qui sont des valeurs arbitraires inspirées de ce qu'on peut rencontrer en conditions réelles. On choisit ici de générer le profil sur une hauteur d'eau fixée à 12 m dans les cas DS6 à DS10 qui représentent un grand cours d'eau comme le Rhône. Des cas profonds (40 m) sont aussi testés pour représenter des cas comme l'Amazone (cf. Figure 4.35). Pour les cas synthétiques, des incertitudes de 40% sur la concentration de référence c_R et 10% sur le coefficient α sont fixées, ce qui laisse une grande liberté à *BaM!* pour trouver un profil vraisemblable. Pour générer les jeux de données synthétiques de prélèvements (observations), l'hypothèse d'une incertitude relative élargie sur la concentration de

15% (P-61) ou 25% (Bouteille horizontale) est prise en compte. Pour le P-61, les incertitudes fixées sont variables en fonction des estimations de [Gitto *et al.* \(2017\)](#). [Gitto *et al.* \(2017\)](#) proposent des valeurs d'incertitudes élargies pour des prélèvements isocinétiques sur un temps d'intégration de 30 s à différentes profondeurs pour le sable en suspension (12%). Le cas DS10 considère également des incertitudes évaluées par [Gitto *et al.* \(2017\)](#) mais pour les matériaux les plus grossiers mis en suspension (19,6%). Dans toutes ces situations, une incertitude forfaitaire fixe de 10 mg/l est ajoutée. Les concentrations des observations fictives sont issues du profil théorique avec une erreur ajoutée tirée au sort en accord avec le niveau d'incertitude supposé. Cette procédure permet de générer un jeu de données biaisées autour du profil idéal.

Le plan d'expérience mis en œuvre sur des données synthétiques est détaillé dans le tableau [4.4](#). On teste des hypothèses libres sur le nombre et la position des points sur la verticale, sur des situations de comparaison des deux préleveurs et en jouant sur certains paramètres comme l'incertitude du point de sub-surface et des points du fond. Les résultats sont proposés sous forme graphique (Figure [4.28](#) à Figure [4.35](#)) et sont rassemblées dans le tableau [4.4](#).

Nom	Tirant d'eau [m]	Échantillonneur	Configuration des points	Effet testé	c_R	\bar{C}_I
DS6_1	12	P-61	1 point sur la verticale	Point à 0,37h (Santini <i>et al.</i> , 2019)	4,46	0,67 [0,29 ; 1,53]
DS6_2	12	P-61	2 points sur la verticale	Points à 0,2 et 0,8h (Stranb, 1935)	4,21	0,69 [0,34 ; 1,44]
DS6_3	12	P-61	3 points sur la verticale	Points à 0,2 0,4 et 0,8h (ISO 4363, 2002)	4,24	0,68 [0,41 ; 1,18]
DS6_4	12	P-61	4 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact préleveur	4,23	0,66 [0,44 ; 1,98]
DS7	12	BH	4 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact préleveur	4,17	0,64 [0,42 ; 1,04]
DS6_5	12	P-61	5 points sur la verticale	Points au fond et 0,2 0,4 0,8h puis surface (ISO 4363, 2002) / Impact préleveur	4,13	0,64 [0,48 ; 0,90]
DS8	12	BH	5 points sur la verticale	Points au fond et 0,2 0,4 0,8h puis surface (ISO 4363, 2002) / Impact préleveur	4,07	0,62 [0,44 ; 0,90]
DS6_4b	12	P-61	4 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact incertitude forte du point de surface	4,53	0,67 [0,44 ; 1,02]
DS6_4c	12	P-61	3 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact point surface	4,11	0,65 [0,43 ; 1,06]
DS9	12	P-61	5 points sur la verticale	Points au fond et 0,2 0,4 0,8h puis surface (ISO 4363, 2002) / Impact incertitude faible des observations (Gitto <i>et al.</i> , 2017)	4,12	0,65 [0,49 ; 0,89]
DS10	12	P-61	5 points sur la verticale	Points au fond et 0,2 0,4 0,8h puis surface (ISO 4363, 2002) / Impact incertitude forte des observations (Gitto <i>et al.</i> , 2017)	4,14	0,63 [0,46 ; 0,89]
DS11_4	40	P-61	4 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact hauteur d'eau	4,23	0,55 [0,34 ; 0,91]
DS11_4b	40	P-61	4 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact incertitude point surface	4,47	0,51 [0,25 ; 1,1]
DS11_4c	40	P-61	3 points sur la verticale	Points à 0,1 0,25 0,5h et surface (Dramais <i>et al.</i> , 2019) / Impact incertitude point surface	4,14	0,55 [0,33 ; 0,93]

TABLE 4.4. Plan d'expérience pour l'analyse des profils $BaMl$ avec données synthétiques. (BH) pour bouteille horizontale, c_R la concentration de référence du profil exponentiel. \bar{C}_I la concentration moyenne sur la verticale, médiane des 5000 réalisations de $BaMl$ pour chaque exemple et entre crochets les quantiles à 2,5 et 97,5%.

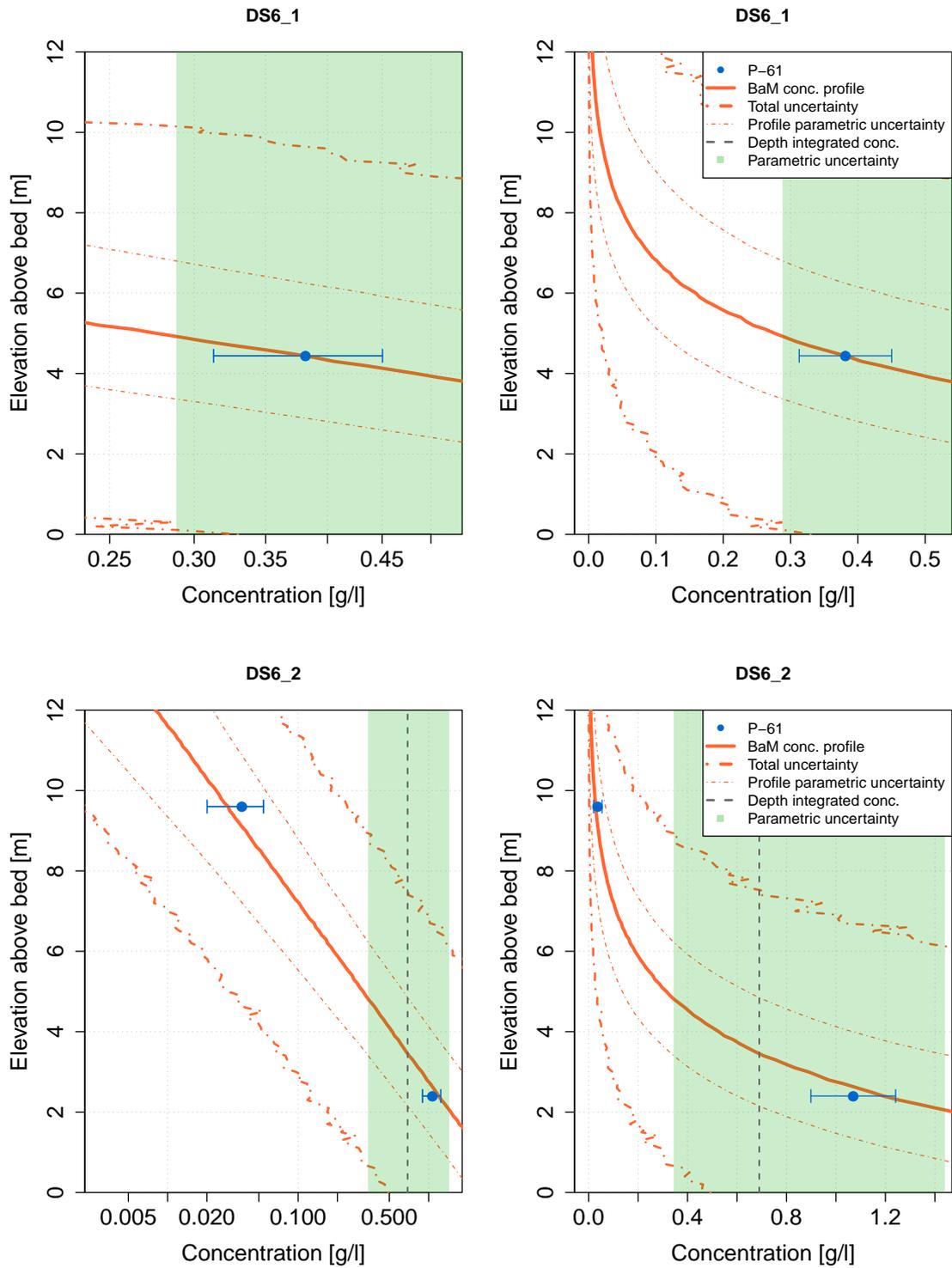


FIGURE 4.28. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Tests d'un nombre limité de points. Cas synthétiques DS6_1 et DC6_2.

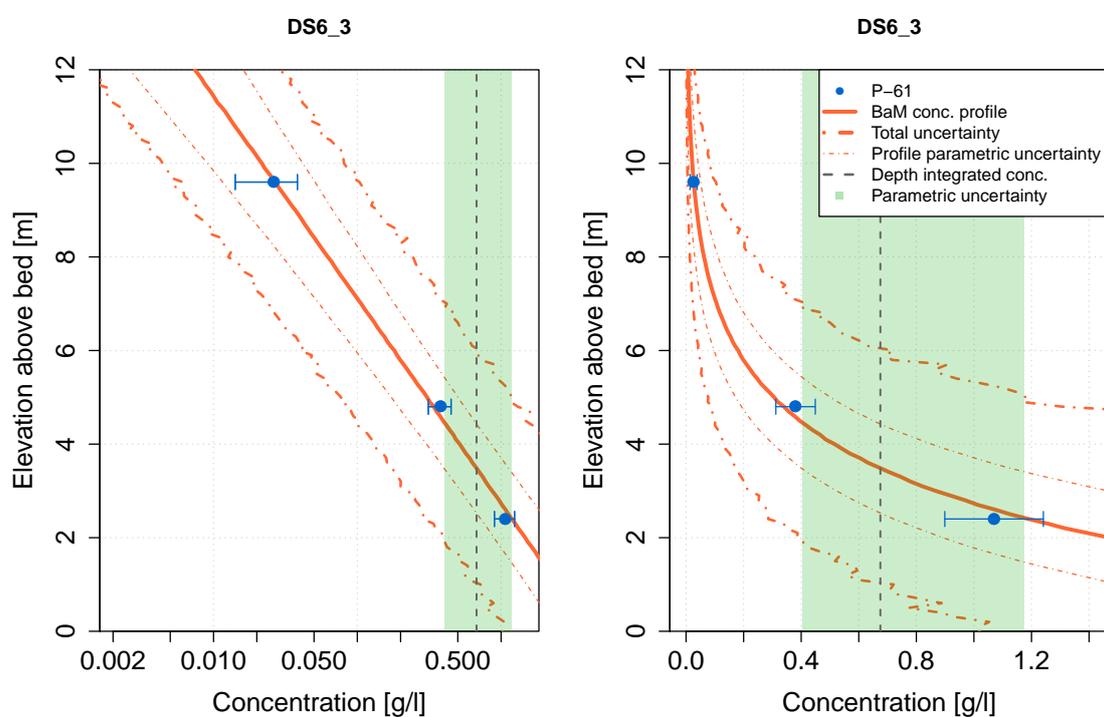


FIGURE 4.29. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Tests d'un nombre limité de points. Cas synthétique DS6_3.

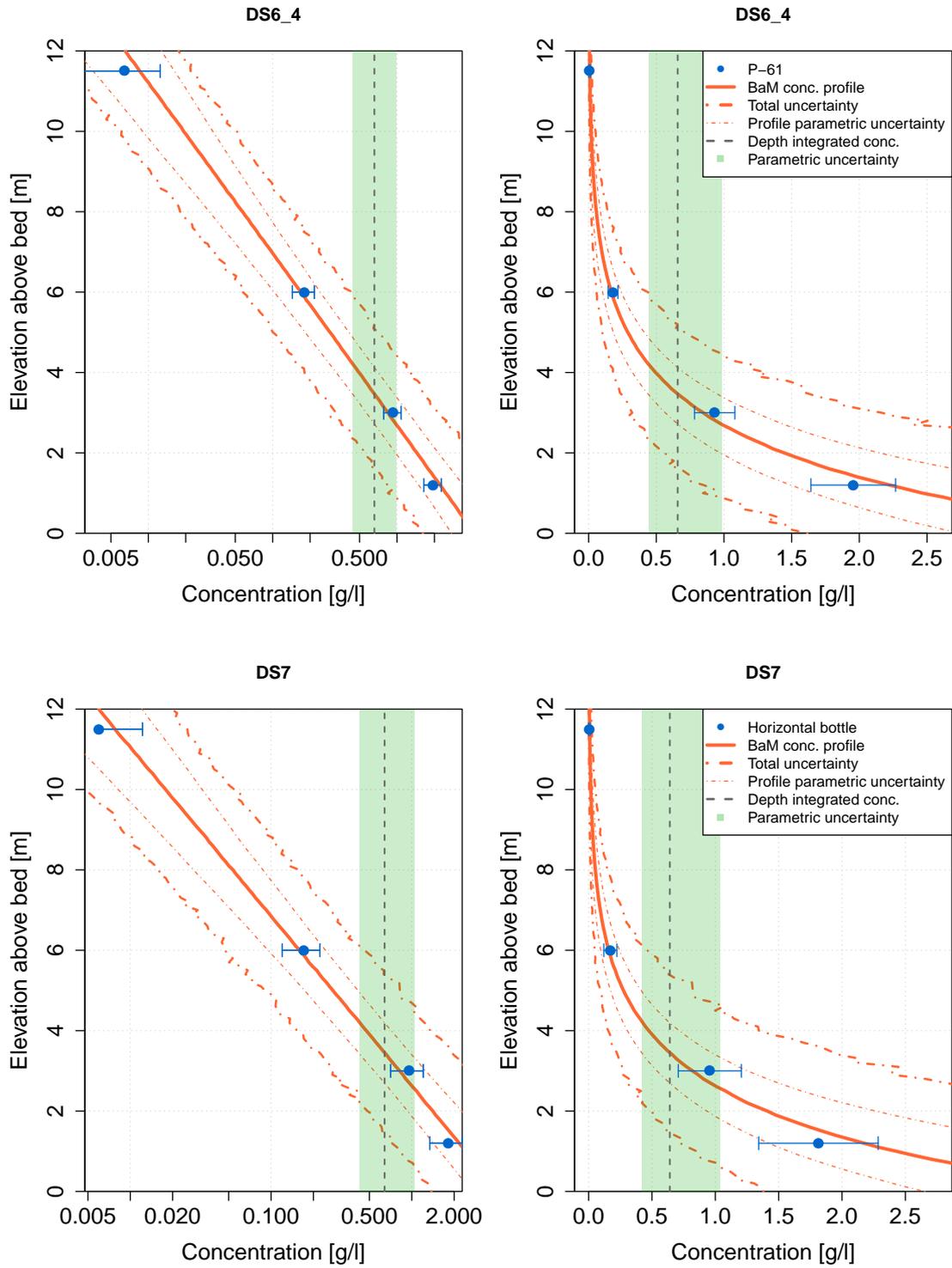


FIGURE 4.30. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Tests d'un nombre limité de points et impact du préleveur. Cas synthétiques DS6_4 et DC7.

Dans la première série de tests (cf. Figure 4.28 à Figure 4.30) on va tester les configurations de découpage vertical préconisées par différents auteurs et la norme ISO 4363 (2002). Avec 1 point, placé à 0,37h, comme préconisé par Santini *et al.* (2019), on voit qu'on n'arrive pas à caler correctement le profil (l'incertitude structurelle est très importante) mais déjà, la concentration moyenne est proche de celle obtenue avec le maximum de points (DS6_5). La concentration de référence est 10% supérieure pour DS6_1 (cf. Figure 4.28) avec un seul point et la concentration moyenne est supérieure de 4% (par rapport à DS6_5). Pour le cas à deux points (DS6_2) (Straub, 1935), on améliore la concentration de référence en réduisant son écart au cas DS6_5 (2% d'écart) mais la concentration moyenne augmente par rapport au cas à un point. Dans ce cas là, si on calcule la concentration moyenne avec la formule de Straub (1935) (cf. Equation 4.5.1), l'écart est de 1% avec la valeur issue des 5 000 réalisations de *BaM!*. L'intervalle de crédibilité réduit à chaque ajout de point. A l'ajout du cinquième point (DS6_5, cf. Figure 4.31, on obtient l'incertitude (aussi bien paramétrique que totale) la plus réduite autour du profil.

Les cas DS6_4 et DS7 (cf. Figure 4.30) sont ensuite comparés pour tester l'influence du préleveur. L'incertitude paramétrique ne varie pas entre les deux cas, la concentration de référence (-1%) et la concentration moyenne (-3%) sont très proches. L'incertitude totale est plus faible dans le cas du P-61 (DS6_4) car les observations sont moins incertaines.

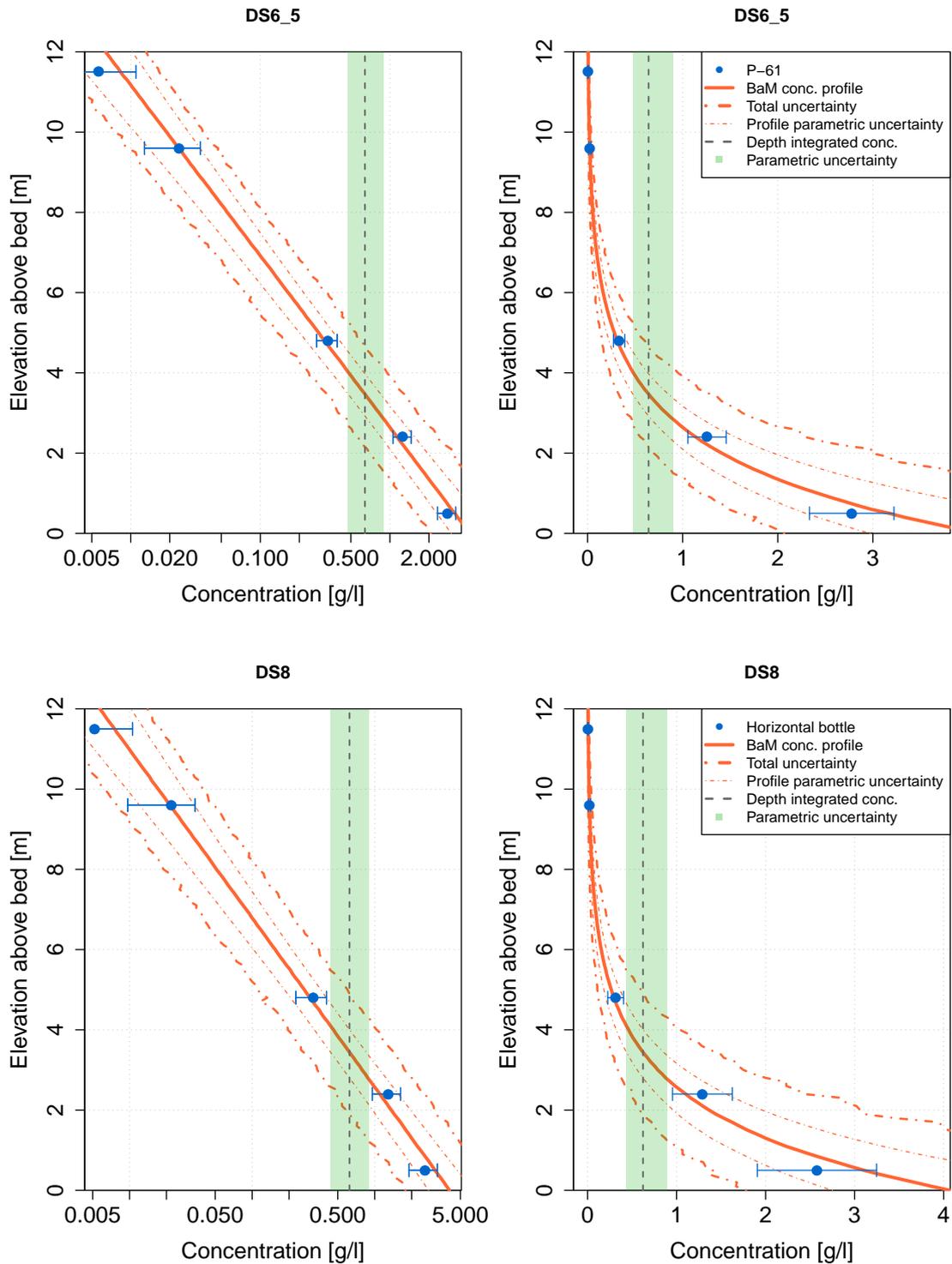


FIGURE 4.31. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Tests d'un nombre limité de points (Norme ISO 4363 (2002)) et impact du préleveur. Cas synthétiques DS6_5 et DS8.

Les cas DS6_5 et DS8 (cf. Figure 4.31), avec un point supplémentaire, montrent les mêmes tendances avec un placement des points aux hauteurs normalisées. Le cas DS6_5 (P-61) présente une incertitude totale plus réduite.

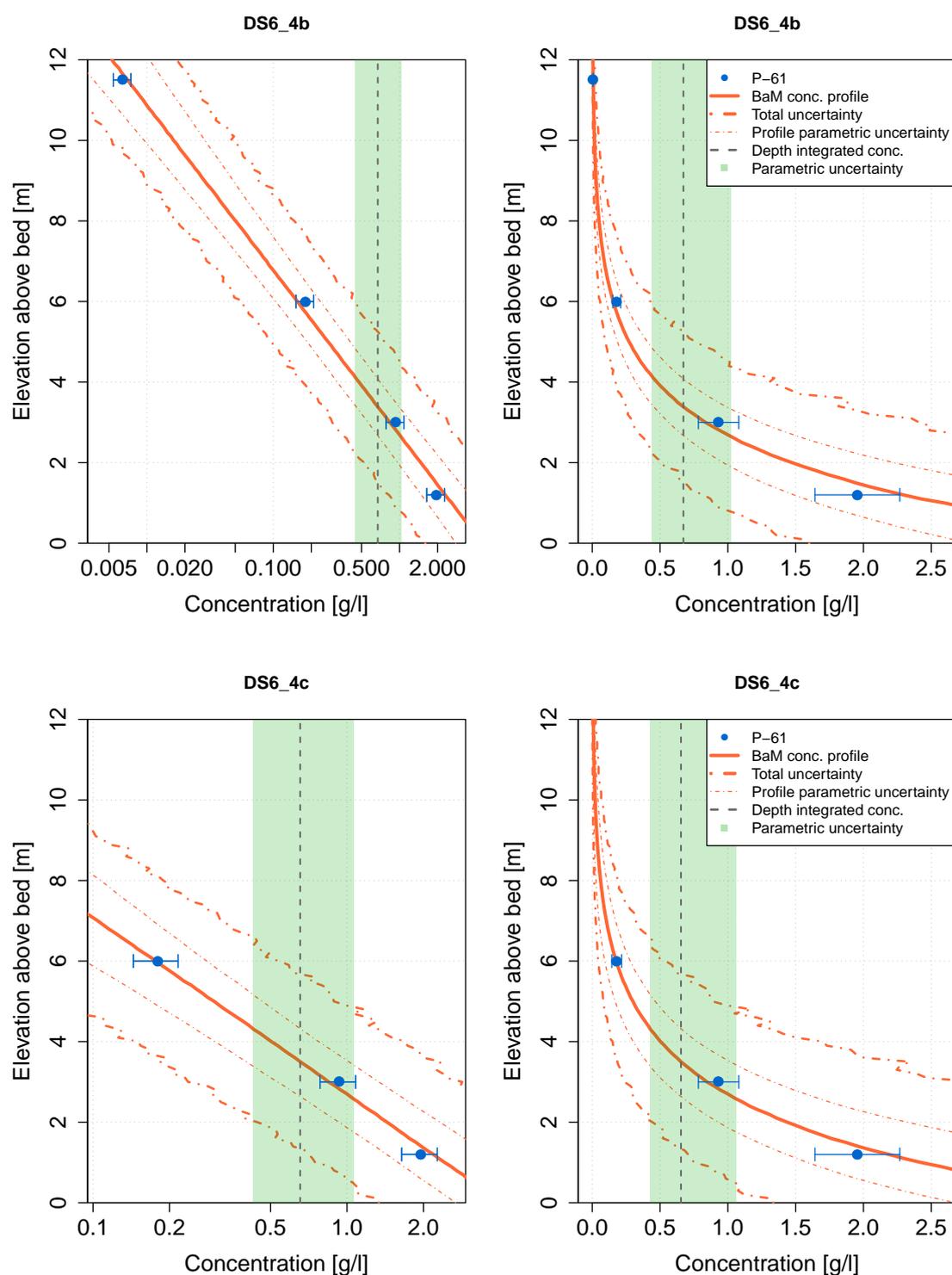


FIGURE 4.32. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Influence du point de surface. Cas synthétiques DS6_4b et DC6_4c.

Les cas DS6_4b et DS6_4c (cf. Figure 4.32), sont des cas à 4 et 3 points sur la verticale, avec dans le premier cas une incertitude faible (15%) et sans prendre en compte la part fixe de 10 mg/l qui peut avoir des conséquences sur le calage du profil. L'incertitude des points de sub-

surface est souvent assez forte car ils sont faiblement concentrés en sable. Le second cas ne prend pas en compte ce point de sub-surface. Si la présence du point haut n'a pas vraiment d'influence sur la concentration moyenne, elle entraîne une concentration de référence plus élevée que dans le cas DS6_4c. Le fait d'enlever le point haut (on passe sur une configuration à 3 points) améliore l'évaluation de la concentration de référence, qui se rapproche du calage obtenu avec 5 points (DS6_5). Ce test met en évidence que le calage du profil exponentiel peut être faussé à cause du point de sub-surface.

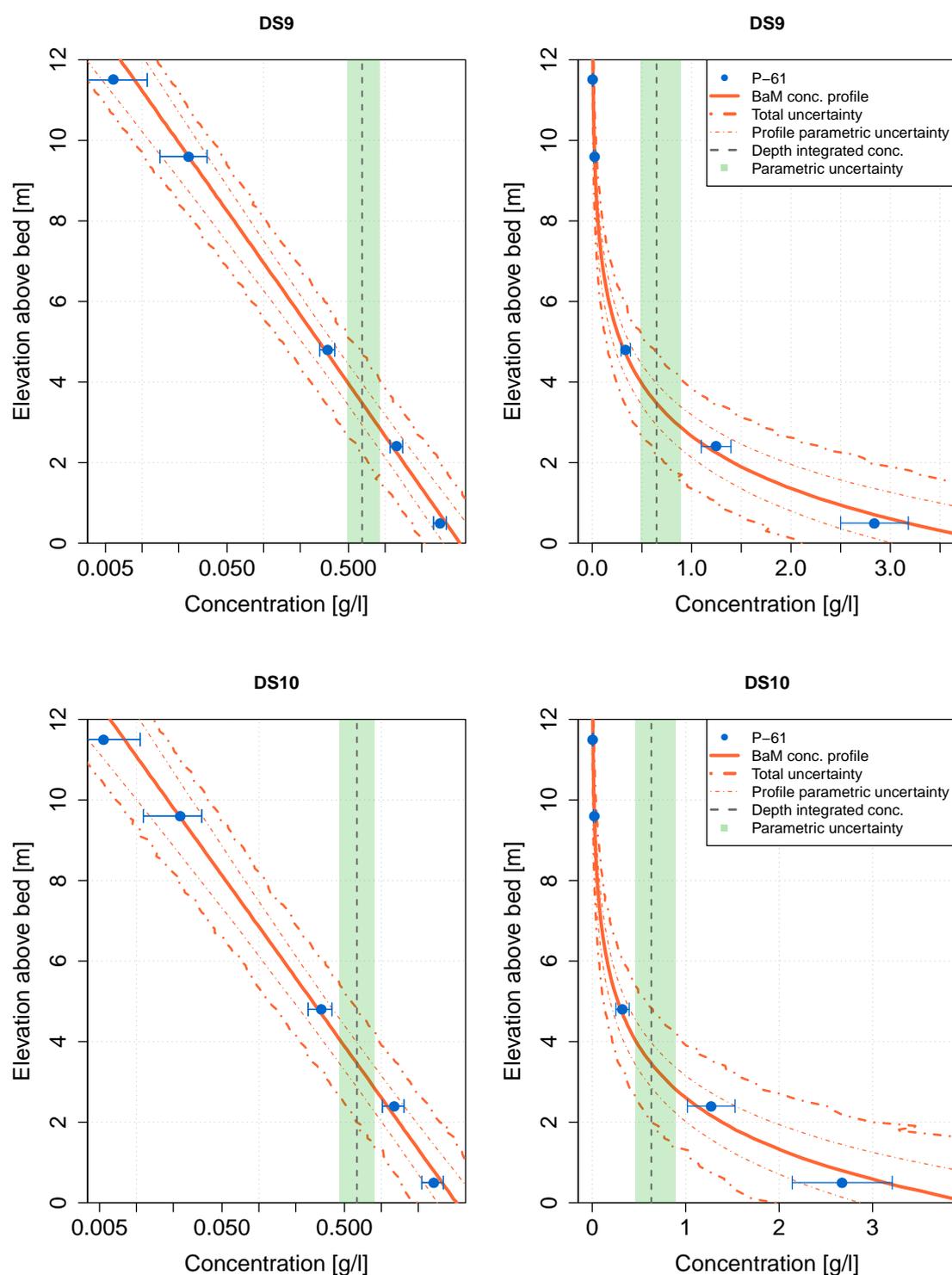


FIGURE 4.33. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Influence des incertitudes des observations. Cas synthétiques DS9 et DS10.

Les cas DS8 (cf. Figure 4.31) et DS9 et DS10 (cf. Figure 4.33), sont des cas à 5 points sur la verticale, pour tester de nouveau les préleveurs. Les différences sont assez faibles pour les concentrations

de référence et les concentrations moyennes et l'incertitude totale se réduisent avec l'incertitude des observations, l'incertitude paramétrique est identique pour les trois cas. Le cas DS9 avec les incertitudes d'observation les plus réduites présente logiquement l'incertitude totale la plus faible de toute la série avec les données synthétiques.

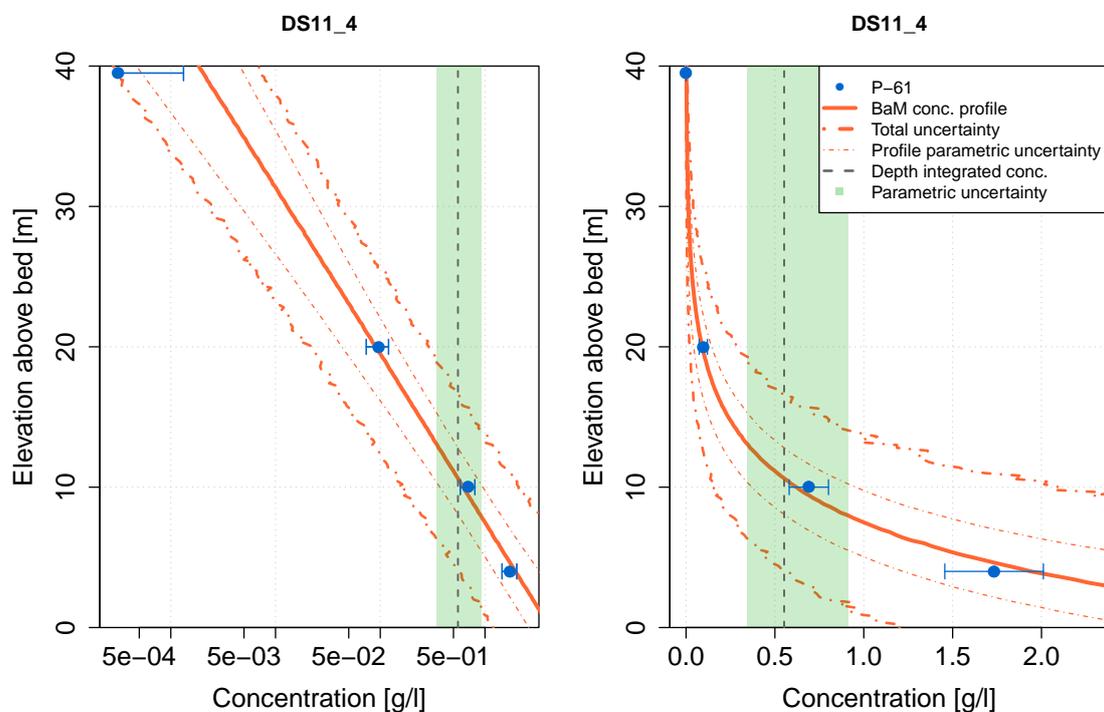


FIGURE 4.34. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Influence d'une grande profondeur. Cas synthétique DS11_4.

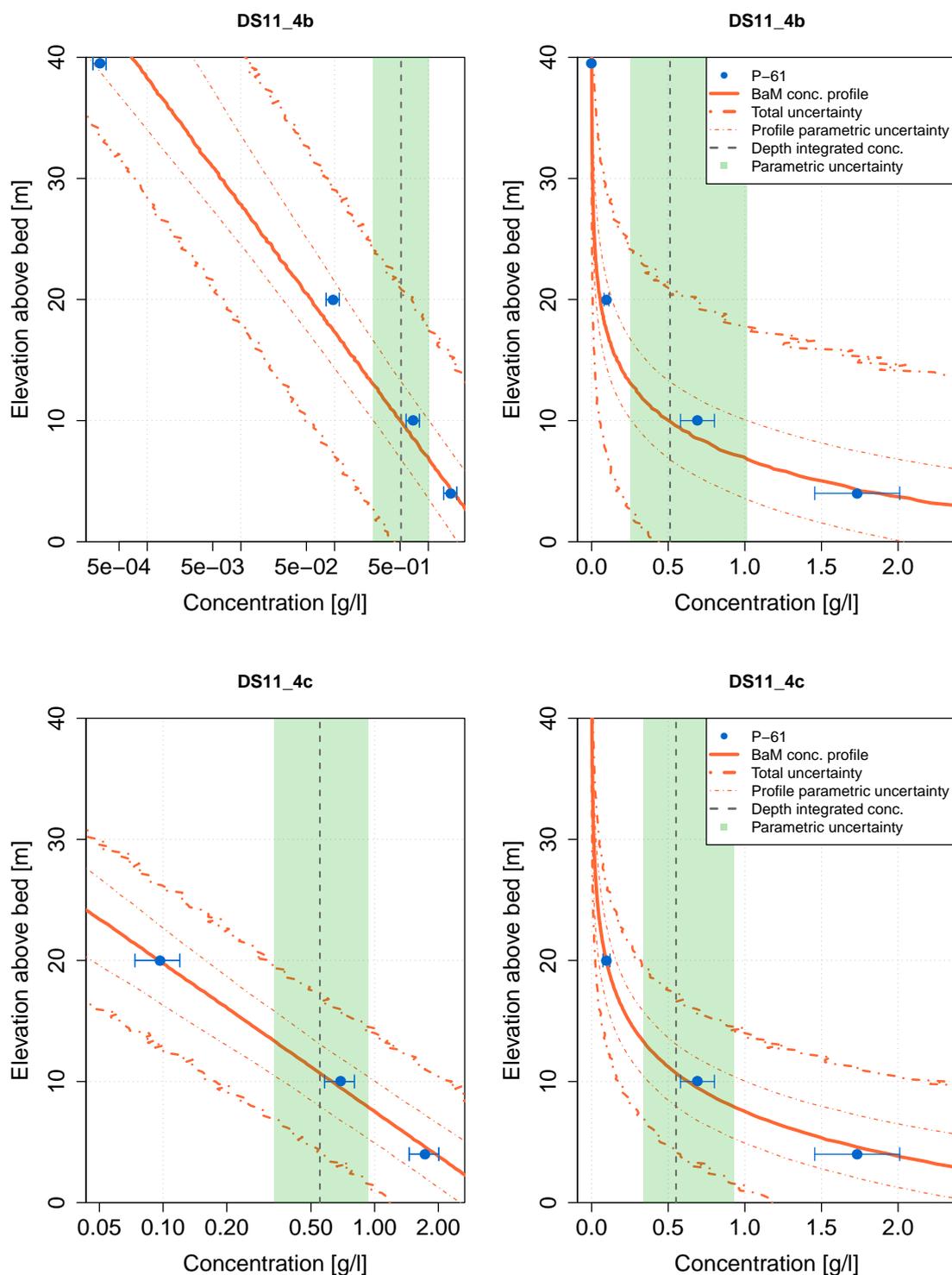


FIGURE 4.35. Profils de concentration estimés par *BaM!*, à gauche la concentration est en échelle logarithmique, à droite en échelle linéaire. Influence d'une grande profondeur. Cas synthétiques DS11_4b et DS11_4c.

Les cas DS11_4b et DS11_4c (cf. Figure 4.35), sont des cas qui testent les mêmes hypothèses que DS6_4b et DS6_4c (cf. Figure 4.32) mais avec une hauteur d'eau plus importante (40 m contre

12 m), le cas DS11_4 est le cas témoin. La tendance est la même : si l'on réduit l'incertitude du point haut, il va avoir plus d'impact sur le calage du profil (qui s'éloigne du cas témoin DS11_4 (cf. Figure 4.34), -7% pour la concentration moyenne et $+5\%$ pour la concentration de référence). Si on enlève le point haut, la concentration de référence baisse sensiblement (8%) et la concentration moyenne est la même que le cas témoin. L'incertitude totale est plus réduite en enlevant le point de sub-surface et la concentration de référence est plus proche de la réalité de l'exemple.

Interprétation des résultats sur les données synthétiques

On peut retenir plusieurs enseignements de ces tests de cas synthétiques avec *BaM!* :

- Sur l'influence du nombre de points sur le profil, plus on augmente la densité des points plus on réduit les incertitudes autour du profil. Logiquement la répartition à cinq points préconisée par la norme [ISO 4363 \(2002\)](#), donne les intervalles de crédibilité les plus faibles.
- Sur la position des points, il faudrait tester de nombreuses configurations de profils avec des hauteurs d'eau différentes pour pouvoir généraliser et optimiser des profondeurs à explorer plus intéressantes que d'autres, mais on se rend compte ici de l'importance de l'influence du point de surface, dont il est préférable de ne pas sous-estimer l'incertitude pour ne pas lui donner trop de poids dans le calage.
- La comparaison de stratégie (P-61 contre Bouteille horizontale) donne des résultats plus dispersés et plus élevés avec la bouteille horizontale qu'avec le P-61 ce qui est la même tendance qu'observée avec les données réelles et qui est conforme aux incertitudes affectées aux observations.

4.6 Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre, nous avons étudié plusieurs sources d'erreur du protocole de jaugeage solide associant bouteille horizontale et mesures ADCP. Nous avons estimé les erreurs de positionnement du préleveur dans l'écoulement et constaté une variabilité supérieure des concentrations issues de la bouteille horizontale par rapport aux préleveurs isocinétiques. Nous avons vu en détail les difficultés d'analyse des échantillons en présence de sable et les limites de certains protocoles et normes. Le sous-échantillonnage d'un prélèvement contenant du sable est identifié comme très problématique et entraîne des sous-estimation de la concentration. Des dispositifs de séparation d'échantillons (*splitter*) peuvent éventuellement solutionner ce problème, mais en leur absence, le sous-échantillonnage doit être évité. En appliquant les méthodes d'évaluation des incertitudes sur les mesures effectuées lors de plusieurs campagnes, on arrive à évaluer les intervalles de confiance associés à différentes mesures. La validation d'instruments ou de méthodes en conditions naturelles et sans mesure de référence est très complexe. En effet, les comparaisons de mesure *in-situ* sont soumises aux fluctuations naturelles de la concentration en sédiments spatialement et temporellement, ce qui rend les essais difficilement exploitables d'un point de vue métrologique pour évaluer les incertitudes. Des intercomparaisons à grande échelle pourraient être une solution intéressante pour améliorer les évaluations des incertitudes mais ces essais restent complexes à mettre en œuvre en rivière ([Dijkman et Milisic, 1982](#); [Atmane, 2012](#); [Dramais et al., 2014](#)).

Les comparaisons réalisées questionnent sur la représentativité du prélèvement. Pour une verticale réalisée avec le protocole proposé, on va prélever près de 9 litres d'eau de rivière avec une bouteille horizontale de 2,2l et seulement quelques dizaines de centilitres avec un préleveur isocinétique. Le rythme constant d'intégration verticale du D-96 n'expose le préleveur que très peu de temps dans la section et dans la partie la plus concentrée près du fond, on ne prélève donc seulement que quelques centilitres dans cette zone très active. Si la variabilité temporelle est mieux prise en compte par le préleveur isocinétique P-61, l'exposition reste relativement courte par rapport aux préleveurs décanteurs. La bouteille de Delft permet effectivement des temps d'exposition plus long mais est utilisable seulement dans une gamme de vitesse faible. Le préleveur P-61 reste un instrument très fiable dont les répétitions de mesures sont très peu dispersées par rapport à la bouteille horizontale. Le P-61 a subi des batteries de tests en rivière et en laboratoire qui ont confirmé sa fiabilité, il est considéré comme préleveur de référence par le WMO et l'ISO. La bouteille horizontale présente des avantages pratiques mais semble entraîner une surestimation des concentrations en sables. L'exposition plus longue d'instruments comme les granulomètres laser *in-situ* peut permettre d'améliorer la représentativité des mesures.

L'étude des incertitudes sur l'intégration verticale des concentrations par une approche bayésienne nous apporte aussi des enseignements intéressants notamment sur l'importance des points de prélèvement au fond et en surface. Si la bouteille horizontale donne des intervalles d'incertitude moins bons que le préleveur P-61, les différences restent acceptables et l'utilisation du profil exponentiel semble une solution intéressante pour extrapoler le profil au delà de la zone mesurée. L'approche bayésienne, notamment avec l'utilisation de jeux de données synthétiques offre des possibilités de tester d'autres modèles de profils, d'autres configurations, dans le but d'améliorer les protocoles et de réduire les incertitudes sur la concentration en sables.

Nous allons maintenant nous intéresser aux incertitudes liées au dépouillement des jaugeages solides et notamment les options d'interpolation des mesures et d'extrapolation dans les zones non mesurées de la section. L'objectif étant d'établir le flux de sable en suspension dans la section.

Vers une nouvelle méthode de calcul du flux de sable

«Si l'on observe attentivement le fond dans une rivière peu profonde quand l'eau est claire, on aperçoit le sable marcher dans le sens du courant [...] Les expériences et les observations sur le mouvement des sables sont d'ailleurs très délicates. L'instrument dont on se sert peut être lui même la cause du mouvement du sable que l'on constate ; car le moindre objet qui touche le fond ou qui infléchit le courant peut causer des remous et soulever le sable.»

Henri-Léon Partiot
(Mémoire sur les sables de la Loire, 1871)

Avant-propos

Ce cinquième chapitre présente une comparaison de méthodes de calcul des flux de sable à partir de campagnes de jaugeages solides associant mesures ADCP et prélèvements ponctuels instantanés. Deux nouvelles méthodes sont proposées, basées sur l’ajustement de profils exponentiels aux concentrations des prélèvements, combinés avec les mesures ADCP. La stratégie de calcul développée dans ce chapitre pour mettre au point la méthode *SDC* “Sand Discharge Computing” et la variante *SDCV* pour “Sand Discharge Computing Vertical” peut se résumer ainsi : (1) utilisation d’échantillons ponctuels prélevés dans la section (2) ajustement d’un profil théorique exponentiel pour extrapoler dans les zones non mesurées sur la verticale (3) utilisation des données ADCP pour intégrer latéralement entre les verticales mesurées. Les premiers développements de ces méthodes de calcul ont été présentés lors du congrès SEDHYD à Reno dans le Nevada (USA) en juin 2019 (Dramais *et al.*, 2019). L’article a été récompensé par le troisième prix du “Best student paper”. Le congrès SEDHYD, qui a lieu tous les 4 ans est la conférence du FISP (cf. § 1.2). L’article qui suit présente donc ces nouvelles méthodes *SDCV* et *SDC* et leur comparaison avec la méthode normalisée issue des travaux du FISP et une méthode simplifiée *NN* pour “Nearest Neighbor” basée sur la répartition spatiale des échantillons. L’automatisation de ces méthodes de calcul dans un programme R combinant les mesures ADCP et les prélèvements a été une partie importante de ce travail de thèse. Le projet d’article qui suit, intitulé “*River suspended-sand discharge computation, using water samples and high-resolution ADCP measurements*” a été soumis à la revue *Earth Surface Processes and Landforms*.

5.1 Introduction

5.1.1 Suspended-sediment in rivers

The determination of suspended-sediment load is required to estimate sediment dynamics and budgets for river restoration and monitoring, river engineering, flood risk evaluation. Measuring sediment loads within a river is one of the important practical issues for hydrologists and river managers. Two main modes of sediment transport are generally described in the literature : bedload and suspended load. Bedload is the flux of particles that are transported in contact with the bed, by rolling, sliding or saltating, whereas suspended load is the flux of sediments maintained in the water column through turbulence and transported by the flow (Rouse, 1937; Einstein, 1950; Bagnold, 1966; Church, 2006). Fine sediments (with grain size diameter smaller than $62.5 \mu\text{m}$) are usually in suspension with a homogeneous concentration throughout the cross-section (Turowski *et al.*, 2010) and often considered to be supply controlled (Walling *et al.*, 2000). They are assimilated as washload, as opposed to bed material load.

The graded suspended load is generally made of bed material (usually sand, i.e. particles coarser than $62.5 \mu\text{m}$) that is lifted by turbulent eddies and vertical currents. Entering in the main flow region, these particles are transported downstream and can spread up to the surface (Xiaoqing *et al.*, 2003). The spatial distribution of these particles varies along the water depth : the concentration is higher and the grain size is coarser closer to the river bed (Rouse, 1937). For large sandy rivers, suspended load is generally accepted to prevail over bedload (Walling et Fang, 2003).

The cross-sectional suspended-sediment discharge, Φ [kg/s], is defined as the mass of suspended-sediment passing through a river cross-section per unit time :

$$\Phi = \int_{y_{lb}}^{y_{rb}} q_{ss}(y) dy = \int_{y_{rg}}^{y_{rd}} \int_{z_a}^h c(y,z) u(y,z) dz dy \quad (5.1)$$

where y and z are the lateral and vertical coordinates, q_{ss} is the suspended-sediment discharge per unit area, y_{lb} and y_{rb} are the left and right limits of the cross-section, z_a the reference level near the bottom layer, h the water depth, and $c(z)$ and $u(z)$ the time average suspended-sediment concentration and water velocity, respectively.

5.1.2 Measuring and computing suspended-sand discharge

Measurement techniques for suspended-sediment sampling and computing have been developed over decades (Edwards et Glysson, 1999). These techniques are based on water sampling to determine the suspended concentration throughout the cross-section, but they are typically limited to a few point or depth-averaged samples at a limited number of locations. To estimate the suspended-sand discharge through the cross-section, the standardized method (ISO 4363, 2002) consists of computing the velocity-weighted cross-sectional concentration by combining samples collected in the cross-section and water discharge. In this method the cross-section is divided into N_{sub} panels along the cross-section and for each increments l the water discharge Q_l and depth-averaged velocity-weighted concentration C_l is evaluated :

$$\Phi = \sum_{l=1}^{N_{sub}} Q_l C_l \quad (5.2)$$

This method, developed by the USGS (Porterfield, 1972; Edwards et Glysson, 1999) is described in the ISO 4363 (2002) standard as the “conventional method” or “discharge-weighted method”. It is derived directly from the velocity-area method using current meters for the measurement of water discharge in channels or rivers (ISO 748, 2009). This method is identified hereafter as the “standardized method”. Vertical subsections are chosen according to one of two methods : the Equal-Width Increment method (EWI) or the Equal-Discharge Increment method (EDI). The EWI method divides the cross section into N_{sub} increments of equal width with a sampling vertical in the center of each of these increments. The EDI method divides the cross section into N_{sub} increments of equal discharge with a sampling vertical in the center of each of these increments. Colby (1964) established that the variability of sand concentration at different sampling verticals should be closely related to the variability of the index ξ as :

$$\xi = \frac{MAX(U_l^2/h_l)}{U_{xs}^2/h_{xs}} \quad (5.3)$$

with U_l and h_l the depth-averaged velocity and water depth for each increments l and U_{xs} and h_{xs} the depth-averaged velocity and water depth mean values for the cross section.

Based on this concept of variability, P.R. Jordan used data from Hubbell (1960) to prepare a nomograph (cf. Figure 5.1) that indicates the number of sampling verticals required for a desired maximum acceptable relative standard-uncertainty based on the percentage of sand p_s and ξ (Guy

et Norman, 1970). The relative standard-uncertainty u_{nb} [%] (sampling error) related to Figure 5.1, can be calculated as :

$$u_{nb} = 0.4 p_s (1.43 \xi - 1.37) n_b^{-0.7} \quad (5.4)$$

with n_b the number of sampling verticals, and p_s the percentage of sand in the computed sediment discharge. When the focus is suspended-sand discharge, as in this study, and silt and clay (fines) discharge is neglected, $p_s = 1$.

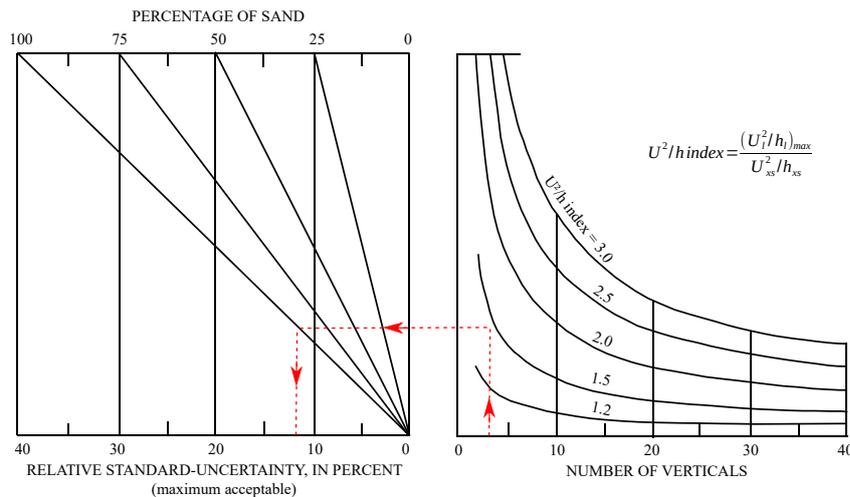


FIGURE 5.1. Nomograph to determine number of sampling verticals required to obtain results within an acceptable relative standard-uncertainty (modified from Guy et Norman, 1970). The red dotted line corresponds to the Mekong River example with 3 sampling verticals (cf. Table 5.2).

Depth-integrated or point integrated sampling methods are used to eliminate mean concentration errors due to turbulent fluctuations through time-averaging (Topping *et al.*, 2011). Depending on the sampler and the method used, depth-integrated or point integrated samples are composited or analyzed separately for concentration. Both mean-section and mid-section methods from the ISO 748 (2009) standard can be applied to calculate the sub-section sediment discharge by including the mass percentage of sediments coarser than a given diameter in the computation (ISO 4363, 2002). The main limitation of the standardized method is that the velocity-weighted average is evaluated excluding concentrations in the unmeasured near-bed zone, between the lowest sampling point in a vertical and the bed.

5.1.3 Sampling method comparison

Sampling methods are supposed to give a representative average of the spatial distribution of particles in the cross-section. The main methodological problem, similar to other field measurement techniques, is the lack of a reference. We never know the true sediment concentration value in the flow, especially when grain-size distribution varies. Many samplers were compared in field conditions to assess and improve the efficiency of the integration and point samples methods (FISP, 1944).

Hicks et Duncan (1997a) suggested that the depth-integrating sampler approach can induce an error in the mean velocity-weighted concentration of suspended-sand at higher Rouse numbers compared with the point-sample approach, due to the very short time to sample the high sand concentration zone. The point-sample method gives a discrete description of the graded suspended profile and is better suited to compute suspended-sand theoretical profiles. However, a shortcoming of this study (Hicks et Duncan, 1997a) is that they only collected one P-61 point sample at each elevation. Errors reported by Hicks et Duncan (1997a) are maybe too small and are typically smaller than the at-point-errors associated with not collecting true time-averaged samples at each point (Topping *et al.*, 2011).

Long (1989) evaluated a $\pm 10\%$ relative standard error in measured concentration due to fluctuations with horizontal instantaneous samplers. Filizola et Guyot (2004) found a 4% difference between a 12 L horizontal instantaneous sampler (Van Dorn type) for the Amazon River by comparison against a P-63 and a collapsible bag sampler (Meade, 1985). More recently Topping *et al.* (2011) identifies that depth-integrated sampling is subject to user-induced errors on the sampling protocol such as inadequate cross-section sampling and inadequate time averaging and they estimated the associated uncertainties. Gitto *et al.* (2017) suggest a 9 to 12 min sampling time to get a representative sample of the mean concentration value, but using indirect measurements (laser diffraction technology, LISST SL2), characterized by a very small volume of measurement. Instantaneous horizontal samplers like Van-Dorn water-sampling bottles are considered non-isokinetic samplers since the intake velocity differs from ambient stream velocity (FISP, 1944). They provide information on the non-time-averaged concentration and grain-size distribution of suspended-sand in a river cross section. These samplers do not provide time-averaged point measurements, unlike point-integrating samplers, but do provide some spatial knowledge on the distribution of suspended-sand in the cross section, unlike depth-integrating samplers. They are however, easier to deploy and more efficient collecting a larger number of samples. Dramais *et al.* (2020) compared both the horizontal bottle and P-61 sampler on the same vertical; they observed slightly higher concentrations and some large discrepancies for the horizontal bottle.

All these comparisons on sampling procedures and devices can be done in various ways, but no method under field conditions can achieve perfect comparison due to temporal and spatial variation in sediment supply, particle size distribution, and streamflow velocity (Spicer, 2019).

5.1.4 Unmeasured areas and incomplete cross-section survey

Sampling procedures do not usually collect water-sediment mixture without a secure distance from the stream bed to avoid bed material contamination in samples (Colby, 1957; Allen et Petersen, 1981). However, a significant part of the sand load can be carried below the lowest sampling point when the Rouse numbers of the sand size classes in suspension are relatively high. It is, therefore, necessary to extrapolate the measured distributions toward the bed in order to determine the total sand load (Harrison, 1963). For most of the methods, including the standardized method, there is no specific focus on the near-bed zone, which cannot be sampled easily. Another issue is that the lateral integration is done in the standardized method with a constant concentration integrated on the several segments defined above, with no constraints from depth, velocity and sediment transport variations along the cross-section. These limitations might cause inaccuracies, especially when the number of verticals is low and because the sand concentration gradient is very sensitive to local hydrodynamics.

5.1.5 Alternative computation methods based on theoretical vertical concentration profiles

Some suspended-sediment discharge-computation methods were developed to improve the near-bed zone computation. [Shah-Fairbank *et al.* \(2011\)](#); [Shah-Fairbank *et Julien* \(2015\)](#) following the modified [Einstein \(1950\)](#) approach, used theoretical velocity and concentration profiles to compute detailed total suspended-sediment discharge in the cross-section. [Bouchez *et al.* \(2011\)](#) and [Armijos *et al.* \(2017\)](#) proposed methods combining ADCP data for estimating the velocity profile and the use of a [Rouse \(1937\)](#) profile fitted on measured concentrations to compute vertical profiles and suspended load discharge in Amazonian rivers. They included the estimation of the near-bed zone suspended-sediment concentration.

While the vertical integration of concentration and velocity profiles have been studied and improved, lateral integration is generally neglected in computation procedures. This gap could have consequences on suspended-sediment discharge-computations, especially in rivers with strong lateral concentration gradients. Increasing the number of sampled verticals is a solution to improve the knowledge of lateral variations but it is costly. This is why we propose here a new methodology for lateral and vertical extrapolations, based on ADCP measurements and instantaneous sampling.

5.1.6 ADCP high resolution measurements

ADCP high-resolution data can be used to guide vertical and lateral integration, and to improve the computation of suspended-sand discharge. This ADCP approach can be used to have better knowledge of the distribution of the weighted concentrations. Traditional and discharge methods are based on procedures for current-meter discharge measurements. However, the ADCP is now a commonly used method for measuring streamflow ([Simpson, 2001](#)). Moving boat ADCP discharge measurements allow to compute the discharge in real time while traversing the river and continuously measuring the water velocity, boat velocity, and depth ([Mueller *et al.*, 2009](#)). Advantages compared to point current-meter techniques are a shorter measurement time and a higher-resolution of data for each transect. Individual velocity measurements in each cell ([Figure 5.2](#)) are not as accurate as from classical current meters, due to the short duration of the measurement. However the high resolution of the velocities in the cross-section combined with transect repetitions allows a reduction in the uncertainty of water discharge measurements to acceptably low levels ([Le Coz *et al.*, 2016](#); [Despax *et al.*, 2019](#)).

ADCPs are unable to measure velocities over the entire water column. An unmeasured zone near the water surface is caused by the immersion of the ADCP into the water and the blanking distance due to transducer pinging delay ([Figure 5.2](#)). The ADCPs also cannot measure velocities in the near-bed zone due to side-lobe interference. The water discharge is the sum of the discharges in the measured cells and of the extrapolated discharges for the unmeasured top, bottom and near-edge areas of the cross-section. In the absence of any other information, the one-sixth power-law extrapolation method is the default assumption for most steady-flow sites ([Obergerg *et al.*, 2005](#)). In this work we will not evaluate the influence of the discharge extrapolation method, which is investigated in [Mueller \(2013\)](#).

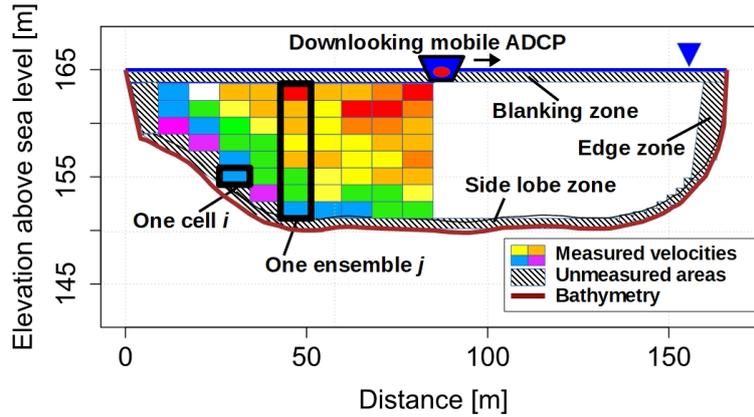


FIGURE 5.2. ADCP measurements sketch with measured and unmeasured parts.

5.1.7 Objectives

In this study we introduce a new method for computing suspended-sand fluxes to improve the vertical and lateral integration of concentrations by using point samples, theoretical vertical suspended-sand concentration profiles, and high-resolution ADCP depth and velocity measurements. This method is based on point sampling and cannot be applied using depth-integrating samplers since they cannot allow extrapolation of concentration. These vertical profiles allow extrapolation of concentration outside the limits of the measured part of the cross-section.

Because flow depths and velocities can be now measured at high spatial resolution using hydroacoustic profilers (ADCP) we propose to improve the local sand discharge estimation with additional spatial information that can be provided by ADCP measurements. Analyses of measured velocities, water depths and concentration profiles are used to interpolate and extrapolate vertical concentration profiles at each ADCP ensemble. Following this idea we developed a new procedure for assigning a meaningful suspended-sediment concentration to each of the ADCP cell discharges through ADCP bins and unmeasured areas. Eventually, the elemental suspended-sand discharge can be computed as the product of elemental water discharges and concentrations, and the total flux is the sum of the elemental fluxes throughout the river cross-section.

We will first present the data from surveys of four contrasting large rivers with the same field procedure. Various suspended-sand discharge-computation options are tested on the dataset :

1. The standardized method which is considered as the baseline method in the comparisons,
2. The nearest neighbor method (NN), the simplest method for spatially distributing the concentrations of the samples (This method like the following ones are ADCP grid based),
3. The SDCV (Sand Discharge Computing Vertical) method based on the fit of an exponential profile to estimate the suspended-sand concentration in the unmeasured near-bed area,
4. The full SDC method, completed by a lateral integration of the two parameters of the exponential concentration profile, i.e. the reference concentration and concentration gradient.

We will then discuss and evaluate the results from the different computation options and propose new developments to improve the suspended-sand discharge estimation.

Table 5.1 summarizes the different computation options : Standardized, Nearest Neighbor, *SDCV*, *SDC*. These methods are evaluated in the following sections.

Method	ADCP grid based	Vertical integration	Lateral integration
Standardized (Std.)	n/a	depth-integrated	by proximity
Nearest neighbor (NN)	✓	by proximity	by proximity
Physically based (SDCV)	✓	physically based	by proximity
Physically based (SDC)	✓	physically based	physically based

TABLE 5.1. Differences between methods for suspended sand discharge computing.

5.2 Sites and experimental data

5.2.1 Survey sites

Four datasets from different large rivers were investigated for this study. The Rhône River is one of the major rivers of Europe, heading from the Rhône Glacier in the Alps, and running through western Switzerland and south-eastern France. The Rhône River drains a catchment of about 20 300 km² at Lyon with a mean annual discharge of about 600 m³/s. The river has been largely modified since the middle of the 19th century (sediment dredging, levees, damming on the river and on its tributaries). These human impacts have resulted in decrease of sediment inputs, channel incision, reduction of gravel bedload and general armoring of the river bed (Vázquez-Tarrío *et al.*, 2019). Despite these large modifications, the Rhône River remains the largest silt and clay contributor to the Mediterranean. It is mostly a gravel-bed river. We know little about sand fluxes in the Rhône River. Some tributaries are identified as sand providers and can cause some issues for navigation or dam safety (Camenen *et al.*, 2019b). Suspended-sand discharges are not yet daily monitored in the Rhône River or tributaries. The study site is in the city of Lyon near the railway station of Perrache. The reach is very regular and artificialized with concrete edges. The survey was carried out during a 10-year flood in January 2018 with the support of the OSR (Rhône Sediment Observatory) project.

Flowing about 2 330 km over a 630 000 km² catchment, the Colorado River is one of the most iconic rivers in the western USA. Since 1963, Glen Canyon Dam has regulated flows on the Colorado River and has greatly diminished the sediment supply in lowermost Glen Canyon and in Marble Canyon and Grand Canyon. The grain-size distribution of the suspended-sediment in the regulated Colorado River below Glen Canyon Dam is broad and typically bimodal, with a silt and clay mode and a sand mode (Topping *et al.*, 2007). Due to the sediment supply diminution (94%) since the building of dams, artificial floods are episodically released from Glen Canyon Dam to resuspend sand newly supplied by the Paria River to rebuild eroded sandbars and beaches downstream of the Paria River in Grand Canyon National Park (Grams *et al.*, 2015). suspended-sediment discharges have been studied since the 1920s in the Colorado River (Howard, 1947). The survey of this study

took place at the U.S. Geological Survey (USGS) Colorado River above Little Colorado River near Desert View, Arizona gaging station (River Mile 61), during a USGS winter survey.

The eleventh longest river (4 800 km for a 795 000 km² catchment) from its source in Tibet to the delta in Vietnam, the Mekong River has been increasingly trained for hydro-power development. Along the lower Mekong, 85% to 90% of the rainfall occurs between June and October during the summer monsoon (Gupta, 2007). We do not know how much sand is transported by the Mekong, however, vast amounts of sand transit in the main channel of the Mekong. In the Mekong River sand is a resource, mined and operated for commercial use (Jordan *et al.*, 2019). The survey carried out for this work took place in Luang Prabang (Laos) upstream of the Xayabury dam for a study led by the CNR (Compagnie Nationale du Rhône) (Peteuil *et al.*, 2014).

The Amazon River basin is more than 6 000 000 km² in area. The Amazon River is the largest river in the world by discharge. Specific sampling procedures and methods for total suspended-sediment discharge calculation were developed for this region (Filizola et Guyot, 2009). The Manacapuru hydrometric gauge station has been used for more than 40 years by the Brazilian national hydrometric network to provide data on the Amazon River (Solimões). At this place, the Amazon River average water discharge is about 103 000 m³/s (Filizola *et al.*, 2009). Meade (1985); Filizola (2003) observed that the suspended-sediments in Amazon River are composed of fine sediments and sand with concentrations depending on the hydrological regime and contributions of the tributaries. Since 1970, suspended-sediment discharges have been monitored with an increasing care to separate fine and sand particles to improve estimations. Espinoza-Villar *et al.* (2018) estimate the suspended-sediment discharge in Manacapuru to 825 million tons per year for the 2007-2014 period. The HyBAm long-term program (HYdrogéochimie du Bassin AMazonien - Geodynamical, hydrological and biogeochemical control of erosion, alteration and material transport in the Amazon Basin) provides the hydrological data collected at Manacapuru (Armijos *et al.*, 2017; Santini *et al.*, 2019) and used hereafter.

5.2.2 ADCP measurements and cross-section heterogeneity

Those four survey sites, with various geomorphological conditions (see Table 5.2), were sampled according to the ADCP and instantaneous point sampling procedure (see Section 5.2.3). To compute the Rouse number, according to Cheng (2007), we used $m_p = 1.37 \times f^{-0.43}$ with $m_p = 6$ (inverse of the exponent of the power velocity profile) and f the friction coefficient. As $f = 8 \times (U_l/U_*)^2$ we can estimate the shear velocity and then the Rouse number. Settling velocity is obtain with the Soulsby (1997) approach.

River and location	Survey date	Disch. Q_w [m ³ /s]	Ratio $Q_{\text{Meas.}} / Q_w$ [%]	Mean velocity U [m/s]	River width W [m]	Max. depth H [m]	Aspect ratio [-]	Sand d_{50} [μm]	Rouse number Ro [-]	ξ [-]	Expand. uncert. [%]
Colorado at Mile 61 (USA)	Feb. 19 th 2019	370	65	1.1	100	5	20	100-130	0.22	1.32	19
Rhône at Lyon Per-rache (France)	Jan. 22 th 2018	2000	81	1.2	170	12	14	100-300	0.18	1.07	6.2
Mekong at Luang Prabang (Lao PDR)	Aug. 13 th 2013	10400	80	1.8	500	23	22	100-300	0.14	1.43	25
Amazon at Manacapuru (Brazil)	Apr. 18 th 2012	144000	83	1.6	3400	43	79	180	0.52	1.33	20

TABLE 5.2. Hydraulic and morphological characteristics of the experimental sites. Q_w is the total water discharge including extrapolations areas, $Q_{\text{Meas.}}$ is the measured water discharge, aspect ratio is the river width divided by mean depth and d_{50} is the median diameter of suspended-sand, ξ Index and expanded uncertainty (at 95% confidence level) are computed from survey data and the Figure 5.1 and Equation 5.4.

ADCP gaugings were systematically done for each suspended-sand discharge measurement campaign. It consists of a water discharge measurement made of 4 to 6 transects conducted with a mobile ADCP. Elemental discharges are provided by the ADCP throughout the whole cross-section : measured discharges in measured cells, extrapolated discharges in top, bottom and near-edge cells.

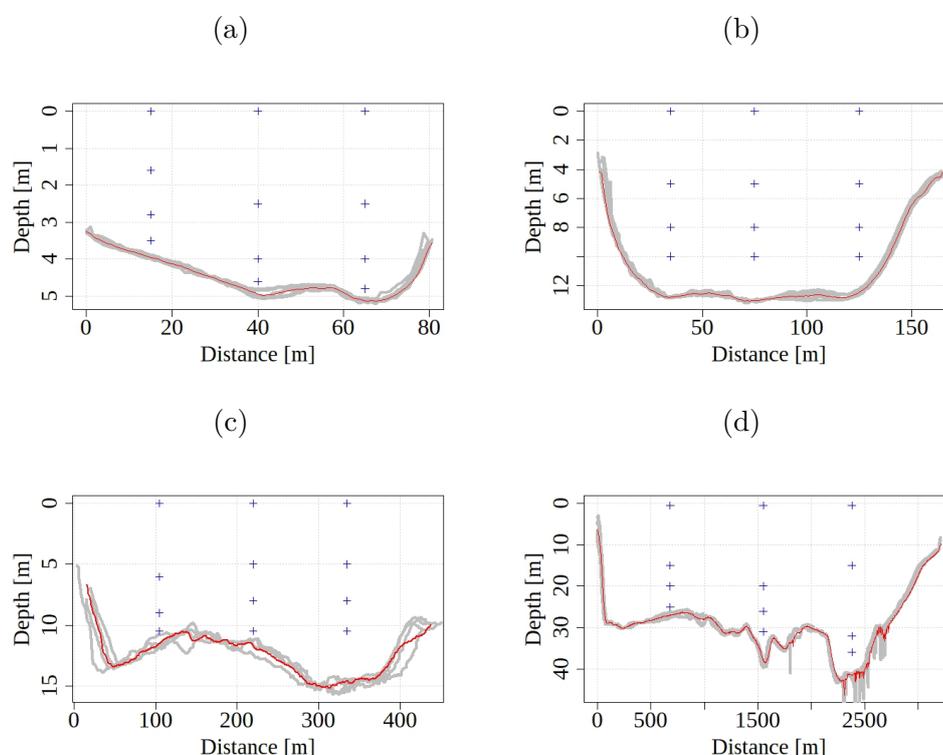


FIGURE 5.3. Cross-sectional profiles on each site from six ADCP transects (gray lines) and the average (red line) : Colorado River (a), Rhône River (b), Mekong River (c), Amazon River (d). Water level is at zero depth, blue dots are locations of the point samples.

Those four sites offer a wide range in hydraulic and sand-transport conditions. The Rhône River at Lyon Perrache (Figure 5.3 b) is a very regular cross-section, trapezoidal and a gravel bed with superimposed sand transport during floods. The shallow areas near the banks of the Rhône River at Lyon are subject to sedimentation : houseboats are regularly stuck in sand deposits. The Colorado River section at River Mile 61 (Figure 5.3 a) is almost trapezoidal but shallower and more dynamic than the Rhône with a gravel bed with only a veneer of sand. The Mekong River at Luang Prabang (Figure 5.3 c) is a sandy cross-section with huge bedforms as dunes and sand bars with a main active channel (15 m deep) on the right, and a shallower and slower part on the left part of the cross-section. The Amazon River cross-section at Manacapuru (Figure 5.3 d) is a very large cross-section with a deep pit of 40 m water depth and bathymetric irregularities in the right half of the cross-section.

Figure 5.3 presents all the transects measured with ADCP for each site. On Figure 5.3b, on the Rhône River, the standard deviation calculated between transects in water depth measurement reaches 15% for the edge slope and 2% for the regular bed as a maximum. For the edges it is well known that transducer orientations (in Janus configuration) induces differences, but for the bed the differences are probably due to bed forms combined with boat trajectory, slightly different between

crossings. The same kind of measurements were conducted for the other sites (Figure 5.3 a,c,d). For the Mekong River there are more variations in ship track trajectories due to the boat drift in flood conditions). Standard deviations for the elevation comparisons reach 15% on the edges and 5% in the channel, but the Mekong River is very wide compared to the Rhône River and there is a lot of sand moving, detected with ADCP and bedload samplings. Standard deviations for Colorado River (2%) and Amazon River (10%) are linked with the size of the cross-sections, indeed it is easier to cross on the same track a small cross-section in the Colorado River under a tag line than crossing a 3.2-km wide cross section in the Amazon River. To consider this variability, as for water discharge measurements, we averaged several transects for suspended-sand discharge computing.

Velocity extrapolation in the unmeasured parts of the cross-section is estimated with a power law fitted to the measured velocities as shown in Figure 5.4. The measured discharge/total discharge ratio (cf. Table 5.2) including the unmeasured areas is a good indicator of the quality of ADCP gaugings. As observed in Figure 5.4 a the unmeasured parts are very large in shallow waters like on the Colorado River (River Mile 61); extrapolations can have an impact on the discharge estimation. In huge rivers like the Amazon River (Figure 5.4 d) the proportion of measured parts compared to extrapolated ones is much larger (approximately 80%). Mean velocity profiles (Figure 5.4) are computed for three sub-sections (10 to 20 meters around the sampling verticals), velocities vary substantially over time and space from natural turbulence in the river. Profiles are very similar each other for the largest cross-sections (Mekong and Amazon rivers). The velocity profile shape is more variable in smaller cross-sections as for Colorado and Rhône Rivers due to the smaller amount of averaged data.

5.2.3 Sand discharge measurement procedure

We used for this study a watertrap-type sampler. The sampler used for the Colorado, Rhône and Mekong Rivers is a 2-liter horizontal bottle. For the Amazon River the Callède sampler is a 7-liter horizontal bottle. There are spring-loaded doors on either end of the bottle. A messenger is sent down the rope to close the doors and thus collect an instantaneous non-time-averaged sample. Although the samples collected by these samplers are not time-averaged, the large volumes collected by these samplers might offset the larger uncertainty in concentration and grain size introduced by the lack of time averaging. Each suspended-sediment sampling survey contain N_{sub} verticals with k samples per vertical. According to the nomograph (cf. Figure 5.1), this sampling design is expected to result in relative errors between 3.1 and 13% in suspended-sand discharge (cf. Table 5.2). Indeed, we considered it corresponds to an optimum between the quality and representativity of the sediment gauging and the time requested to achieve it. Ideally, sampling verticals are selected to be representative of sub-sections that are fairly homogeneous in flow depth, velocity, bed roughness, sediment transport, etc. Three verticals are sampled based on homogeneous sediment transport conditions. The sampler is deployed as follows. Upstream from the sampled cross-section, the open bottle is lowered from a boat into the river on a cable until it reaches the target depth. The target depth is set with a graduated tag line equipped with a pressure sensor for post-facto verification.

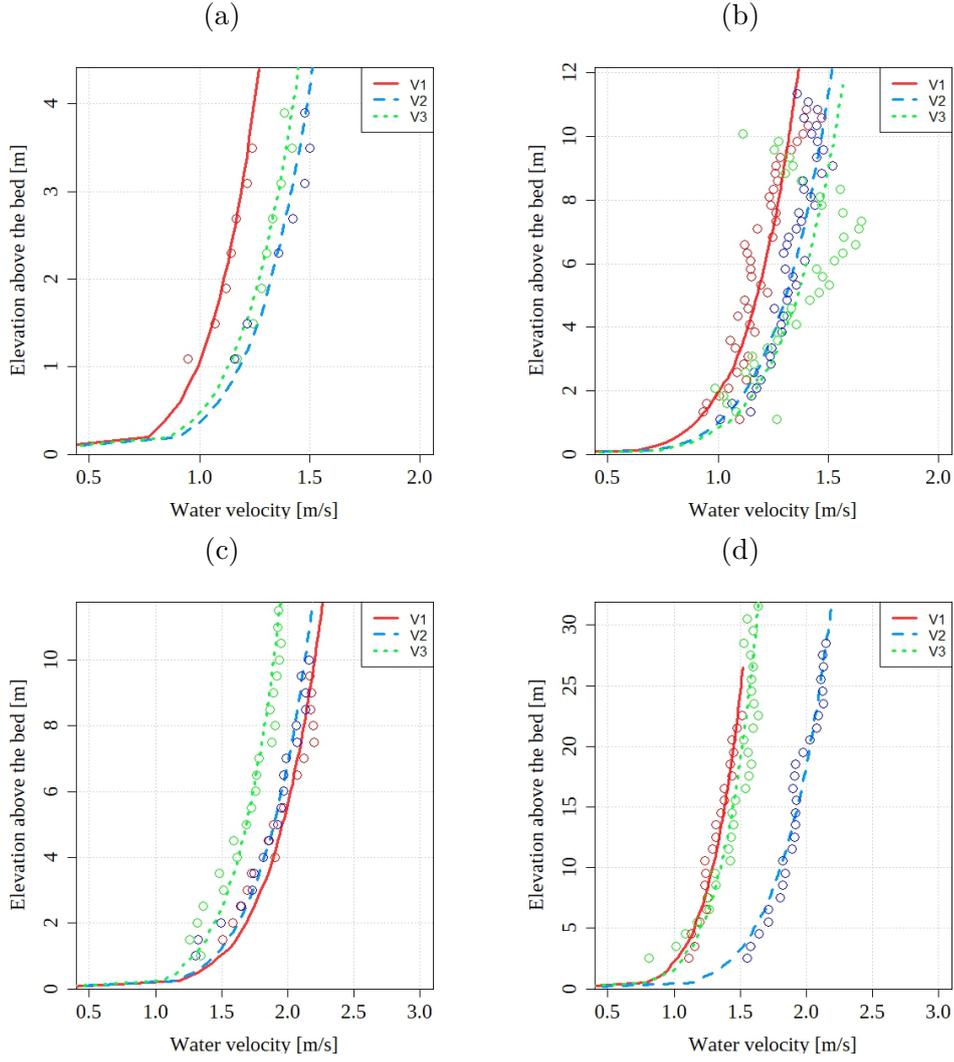


FIGURE 5.4. Average measured ADCP velocities for three verticals (color dots), power extrapolations (color lines) on the Colorado River (a), the Rhône River (b), the Mekong River (c) and on the Amazon River (d). Vertical profile increments are from left bank to right bank.

5.2.4 Adaptation of the standardized method (Std.) for instantaneous point samples

The proposed method is based on instantaneous point samples. In order to compare results to those obtained with a depth-integrating sampler, we convert the N_{samp} point-sample suspended-sediment concentrations at each sub-section l into a velocity-weighted suspended-sediment concentrations. After weighting the concentrations c_k [kg/m^3] at each point by the velocity at each point u_k [m/s], results are integrated vertically. The velocity-weighted suspended-sediment concentration C_l [kg/m^3] for each sub-section centered on each sampling vertical, is calculated as :

$$C_l = \frac{\sum_{k=1}^{N_{samp}} c_k u_k h_k}{U_l H_l} \quad (5.5)$$

with U_l [m/s] and H_l [m] the mean velocity and the mean depth of the sub-section, respectively, and h_k the height of the subpanel around sample k . Eventually, the suspended-sand discharge Φ

[kg/s] is calculated as :

$$\Phi = \sum_{l=1}^{N_{sub}} C_l Q_l \quad (5.6)$$

with N_{sub} the number of sub-sections and Q_l the sub-section discharge [m^3/s].

5.3 Sand discharge-computational methods

5.3.1 General methodology based on ADCP data structure

The method we propose is based on the discretisation of the river cross-section by the ADCP survey, i.e. m ensembles made of n cells distributed throughout the cross section plus additional unmeasured cells at the bottom, at the top and at the edges. Indeed, each ensemble includes two extrapolated cells near the surface and near the bottom : the discharge in those cells is extrapolated during the acquisition according to the power law among the options (cf. Section 5.1.6). The general idea is to assign a concentration to each cell such that, when multiplied by the ADCP water discharge of that cell, it yields a good estimate of the sand flux through that cell. The final suspended-sediment discharge throughout the river cross-section should thus be computed as :

$$\Phi = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} \Phi_{i,j} + \sum_{j=1}^m \Phi_{0,j} + \sum_{j=1}^m \Phi_{n+1,j} + \Phi_{1,0} + \Phi_{1,m+1} \quad (5.7)$$

where $\Phi_{i,j}$ [kg/s] is the suspended-sand discharge through one ADCP cell ij . The unmeasured zones near the edges ($j = 0, j = m + 1$), and in the bottom ($i = 0$) and top ($i = n + 1$) layers are included in the computation. The suspended-sand discharge $\Phi_{i,j}$ can be calculated as follows :

$$\Phi_{i,j} = c_{i,j} q_{i,j} = c_{i,j} u_{i,j} w_j h_{i,j} \quad (5.8)$$

where $q_{i,j}$ [m^3/s] and $c_{i,j}$ [kg/m^3] are the discharge (computed by the ADCP) and the sand concentration (to be estimated) through each ADCP cell (i,j), respectively, $u_{i,j}$ [m/s] is the normal velocity component, w_j [m] is the width, $h_{i,j}$ [m] is the height of the i^{th} vertical cell of the j^{th} ensemble. Thus, the interpolation and extrapolation of concentration through the sampling verticals and between them are the main problem to be solved.

The objective of this method is to allow for a physically based procedure to interpolate and extrapolate instantaneous concentration measurements for determining all $c_{i,j}$ values.

5.3.2 Nearest neighbor method (NN)

First, a baseline method, based on ADCP data structure but as close to the standardized method as possible. In this simple method, the nearest measured suspended-sediment concentration is applied to each ADCP cell.

As an assumption, the concentration applied on the edge sub-section is the concentration of the nearest surface sample. Those are low velocity zones (near the banks), which contribute very little to the sediment discharge. Finally, the river cross-section is divided according to the nearest sample of each ADCP cell and as a consequence by using the half distances between two verticals and/or the distance to the first/last ensemble measured by the ADCP. Each sub-section l has been divided in N_{Samp} horizontal layers corresponding to the N_{Samp} samples of the vertical l .

5.3.3 Vertical integration (SDCV)

For provide a better approach to assigning concentrations to individual cells in each vertical, we also developed a physically based method using theoretical vertical suspended-sand concentration profiles to interpolate and extrapolate sediment concentrations vertically.

5.3.3.1 Vertical velocity profiles

In the inner region, the velocity profile follows the logarithmic law of the wall :

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (5.9)$$

where $u_* = \sqrt{\tau/\rho}$ [m/s] is the shear velocity with τ [kg m⁻¹ s⁻²] the bed shear stress, ρ [kg/m³] is the water density, $\kappa = 0.41$ [-] is the von Kármán constant, z_0 [m] is a hydraulic roughness length and z [m] is the distance from the bed datum. The velocity profile can also be expressed as a power law (Smart, 1999). Power law is used typically in ADCP post-processing software (Mueller, 2013) :

$$\frac{u}{u_*} = a_j \left(\frac{z}{z_0} \right)^{\frac{1}{m_p}} \quad (5.10)$$

where a [-] is a coefficient, $m_p = 6$ [-] is the exponent of the power law.

5.3.3.2 Vertical suspended-sediment concentration profiles

The mostly commonly used model for suspended-sediment concentration profiles is the Rouse (1937) approach based on the solution of the mass conservation equation balancing downward settling of sediment by upward diffusion of sediment by turbulence. Most models proposed are based on an empirical choice for describing the vertical distribution of the sediment vertical diffusivity ϵ_v (Rouse, 1937; Van Rijn, 1984; Camenen et Larson, 2008). As proposed by Camenen et Larson (2008), a constant vertical diffusivity ϵ_v throughout the water column yields acceptable results for the concentration vertical distribution. Moreover, the resulting exponential concentration profile does not require the definition of a reference level :

$$c(z) = c_R \exp(\alpha z) \quad (5.11)$$

where c [kg/m³] is the concentration and α is the slope of the fit in a logarithmic scale. Based on Camenen et Larson (2008), we have in theory :

$$\alpha = -\frac{6 \omega_s}{\sigma \kappa u_* h} \quad (5.12)$$

where ω_s [m/s] is the settling velocity, and σ the Schmidt number (ratio between sediment diffusivity and turbulent diffusivity). For each sampling vertical l , it is thus possible to evaluate $c_{R,l}$ and α_l . Using Eq. 5.11, it is possible to calculate an average concentration $c_{i,j}$ for each measured ADCP cell (i,j) .

Parameters $c_{R,j}$ and α_j are evaluated for each ADCP ensemble from $c_{R,l}$ and α_l estimated from each sampling vertical l . As a first step, we assumed $c_{R,j} = c_{R,l}$ and $\alpha_j = \alpha_l$ based on the nearest sampling vertical.

The sand concentration in each element is :

$$c_{i,j} = \frac{1}{h} \int_{z_{i,j}-h_{i,j}/2}^{z_{i,j}+h_{i,j}/2} c_{R,j} \exp(\alpha_j z) dz \quad (5.13)$$

Since both velocity and concentration vertical profiles present relatively low gradients above the first measured point ($z > z_{k,l}$), the velocity weighted concentration and averaged concentration at a specific height are nearly equal. Although the instantaneous point samples themselves are not time averaged, fitting a theoretical profile through the instantaneous measurements provides a better estimate of the true time-averaged concentration (averaged over the turbulent fluctuations) at each elevation.

5.3.3.3 Specific case of the near-bed zone

Vertical integration uses the sand concentration profiles regressed from instantaneous point sampling measurements to estimate $c_{i,j}$ [kg/m³] for all the measured ADCP cells. In the case of the bottom cell ($i = 0$), both velocity and concentration need to be extrapolated. Since concentration gradient is very large in this zone, we assign the concentration $c_{0,j}$ which multiplied by the discharge $q_{0,j}$ [m³/s] from the ADCP process.

The concentration in each bottom cell $c_{0,j}$ [kg/m³] is thus calculated as :

$$c_{0,j} = \frac{\Phi_{0,j}}{q_{0,j}} \quad (5.14)$$

with $\Phi_{0,j}$ [kg/s] the suspended-sediment discharge in each bottom cell and $q_{0,j}$ [m³/s] the water discharge extrapolated by the ADCP software :

$$\Phi_{0,j} = \frac{1}{h_{0,j}} \int_0^{z_{0,j} + \frac{h_{0,j}}{2}} c(z) u(z) dz \quad (5.15)$$

As $u(z)$ is described as a power law (cf. Equation 5.10), this results in :

$$\Phi_{0,j} = \frac{m_p + 1}{m_p} q_{0,j} z_{0,j}^{-\frac{m_p+1}{m_p}} c_{R,j} \int_0^{z_{0,j} + \frac{h_{0,j}}{2}} \frac{1}{z^{\frac{1}{m_p}}} \exp(-\alpha_j z) dz \quad (5.16)$$

with $m_p = 6$, inverse of the exponent of the power velocity profile.

For the top zone of the cross-section the concentration $c_{(n+1,j)}$ is evaluated according to Equation 5.13.

5.3.4 Physically based method with lateral interpolation (SDC)

Based on the SDCV method, the SDC method introduces a new development to calculate $c_{i,j}$ with a lateral interpolation. The main idea is therefore to improve the computing of suspended-sand discharge between the sampling verticals (cf. Figure 5.2). Following Camenen et Larson (2008), c_R should be proportional to the local bed shear stress, which can be assumed proportional to the water depth if the friction slope is constant throughout the river section (Khodashenas et Paquier, 1999; Camenen et al., 2011).

Thus, the ratio $c_{R,j}/h_j$ is estimated through linear interpolation along the cross-section. As a first approximation, we assumed α_j independent of the local bed shear stress, i.e. α_j varies linearly with horizontal distance between one sampling vertical to the next (where α_l was estimated from sampled concentration profiles), and remains constant between the first/last sampling vertical and the edge of the cross-section.

5.4 Results

5.4.1 Vertical suspended-sand concentration profiles

There is substantial vertical and lateral variability in suspended-sand concentration at all study sites (cf. Figure 5.5). Indeed, we observed different vertical gradients (α) and/or reference concentrations (c_R) depending on the measured vertical.

Sand gradients are strong with a difference up to three orders of magnitude between the bottom and surface concentrations for the Amazon River (cf. Figure 5.5 d). This concentration ratio equals about 5 for the other three sites. A 20 % empirical uncertainty is assumed on individual concentrations as an indication for the concentration fit. In the various surveys, sand concentration gradients are associated with particle size gradients with coarser particle close to the riverbed.

5.4.2 Suspended-sand flux profiles

Figure 5.6 describes unit flux profiles computed with ADCP and concentration data on each measurement verticals. In the *SDCV* method these kind of profiles are applied to compute the total suspended-sand discharge. For the *SDC* method these profiles are also set for the lateral integration. Inspection of the unit flux profiles highlights the heterogeneity of flux distribution in the cross-section. Figure 5.6 a on the Colorado is a good example of a well mixed cross-section (at this time and location), as the three verticals present relatively similar concentration profiles. In this kind of situation, methods with a limited number of verticals are possible. However for the other cases (Figures 5.6 b, c, d), strong lateral gradients are observed. To improve the measurement representativity in those cases, it is necessary to add other verticals or to apply a method for lateral integration.

This approach to compute suspended-sand discharge confirms the importance of the vertical integration in the near-bed zone. Indeed we observe in Figure 5.6 that a large amount of suspended-sand is going through the near-bed zone for nearly all the profiles. Proportions of near-bed suspended-sand discharge compared to the total suspended-sand discharge are different between surveys. In this case near-bed suspended-sand discharge corresponds to the suspended-sand discharge passing through the unmeasured ADCP zone near the bed. Proportions vary from 10% for the Rhône River at Lyon Perrache, 9% for the Mekong River at Luang Prabang, to 29% for the Colorado River and 30% for the Amazon River, in the survey conditions. This proportion is linked to the slope of the exponential concentration profile in logarithmic scale (cf. Section 5.3.3.2) and also to the size of the bottom layer.

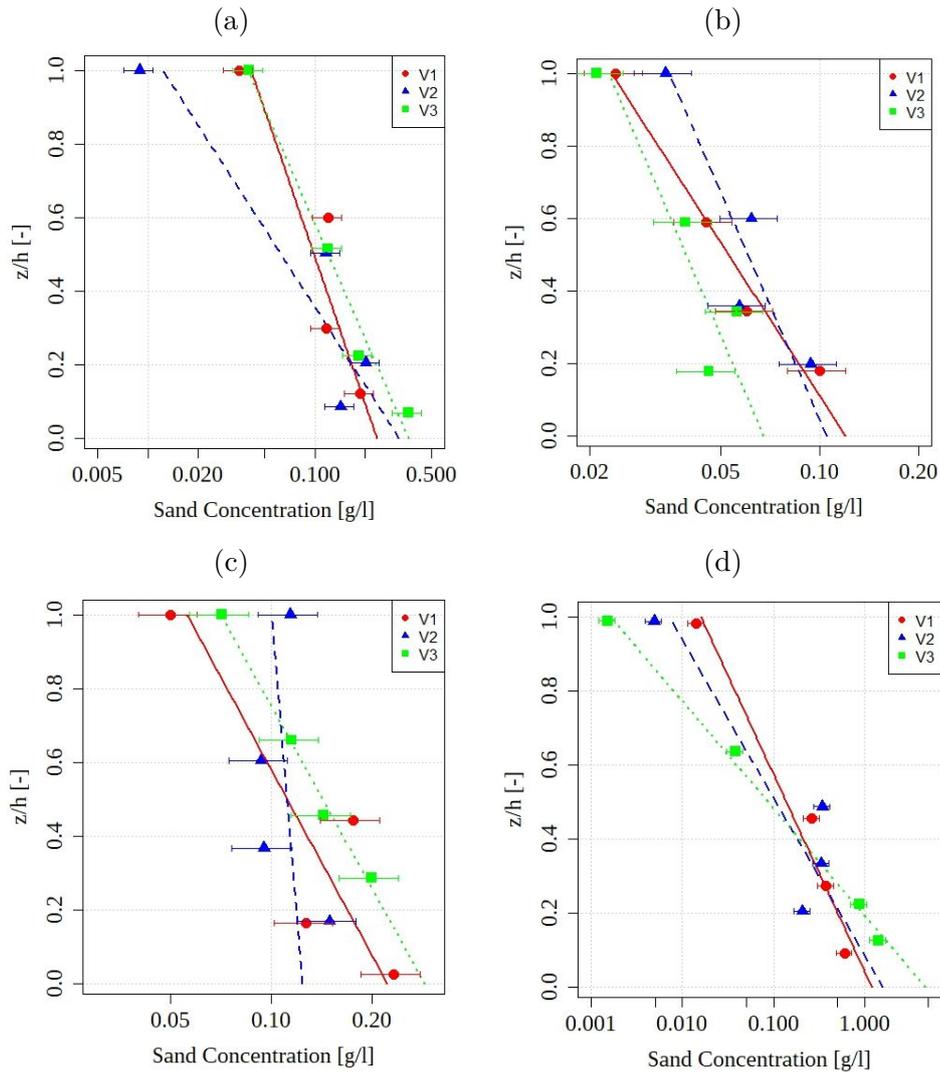


FIGURE 5.5. Measured sand concentrations (dots) and exponential fit (lines), with a semi log-scale. Colorado River at River mile 61 (a) Rhône River at Lyon Perrache (b) Mekong River at Luang Prabang (c) and Amazon River at Manacapuru (d). A 20 % empirical uncertainty is assumed on concentrations (measurement conditions and laboratory analysis).

5.4.3 Suspended-sand discharge

Computation methods are applied on several ADCP measurements acquired shortly before or after the suspended-sediment sampling. Depending on the surveys, 4 to 6 ADCP transects are processed and averaged to establish a mean suspended-sand discharge. Figures 5.7 a, b and c illustrate concentration distribution throughout one cross-section on the Rhône River at Perrache using the nearest neighbor, *SDCV* and *SDC* methods, respectively. Concentrations are then combined with ADCP discharge to compute flux in the whole cross-section (Figures 5.7 e, f, g). For display reason, data are interpolated in cells larger than ADCP measurements cells.

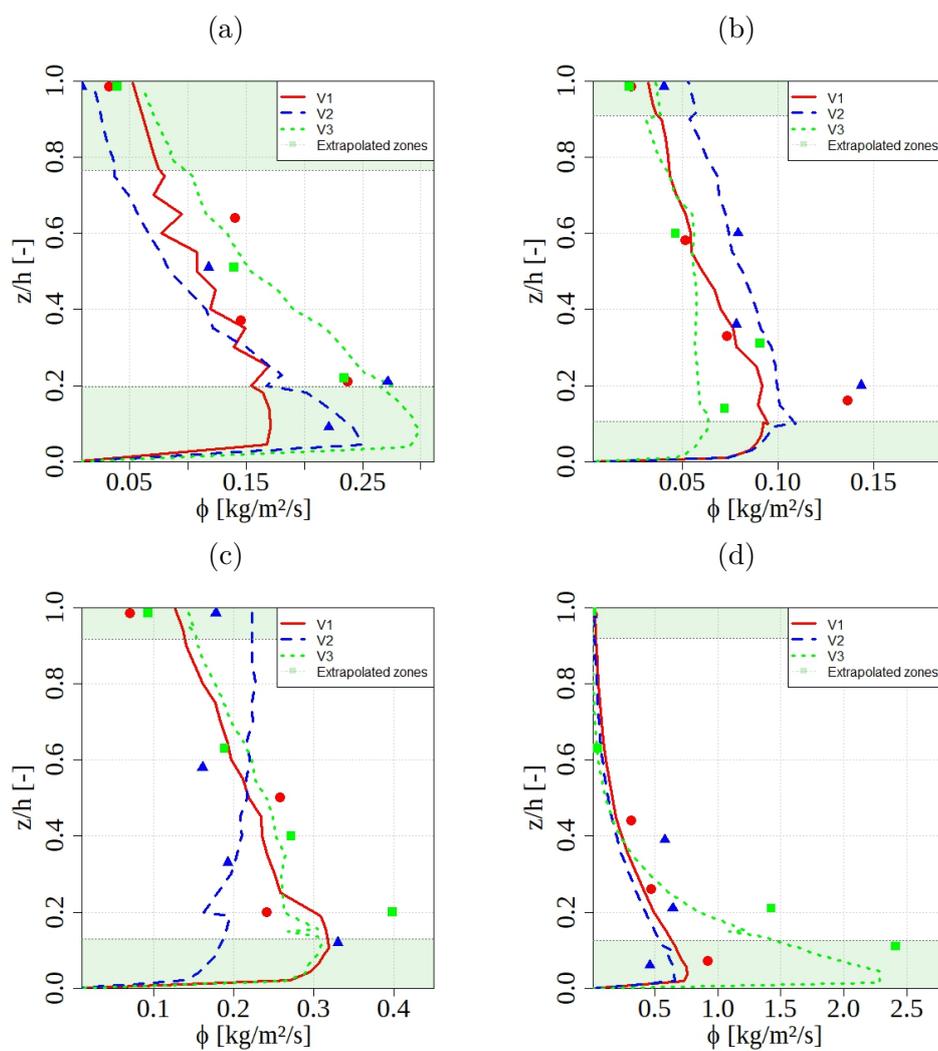


FIGURE 5.6. Unit flux profiles profiles computed on each sampling vertical in cross-sections computed with the *SDCV* method : Colorado River at River mile 61 (a) Rhône River at Lyon Perrache (b) Mekong River at Luang Prabang (c) and Amazon River at Manacapuru (d). Dots represent experimental data.

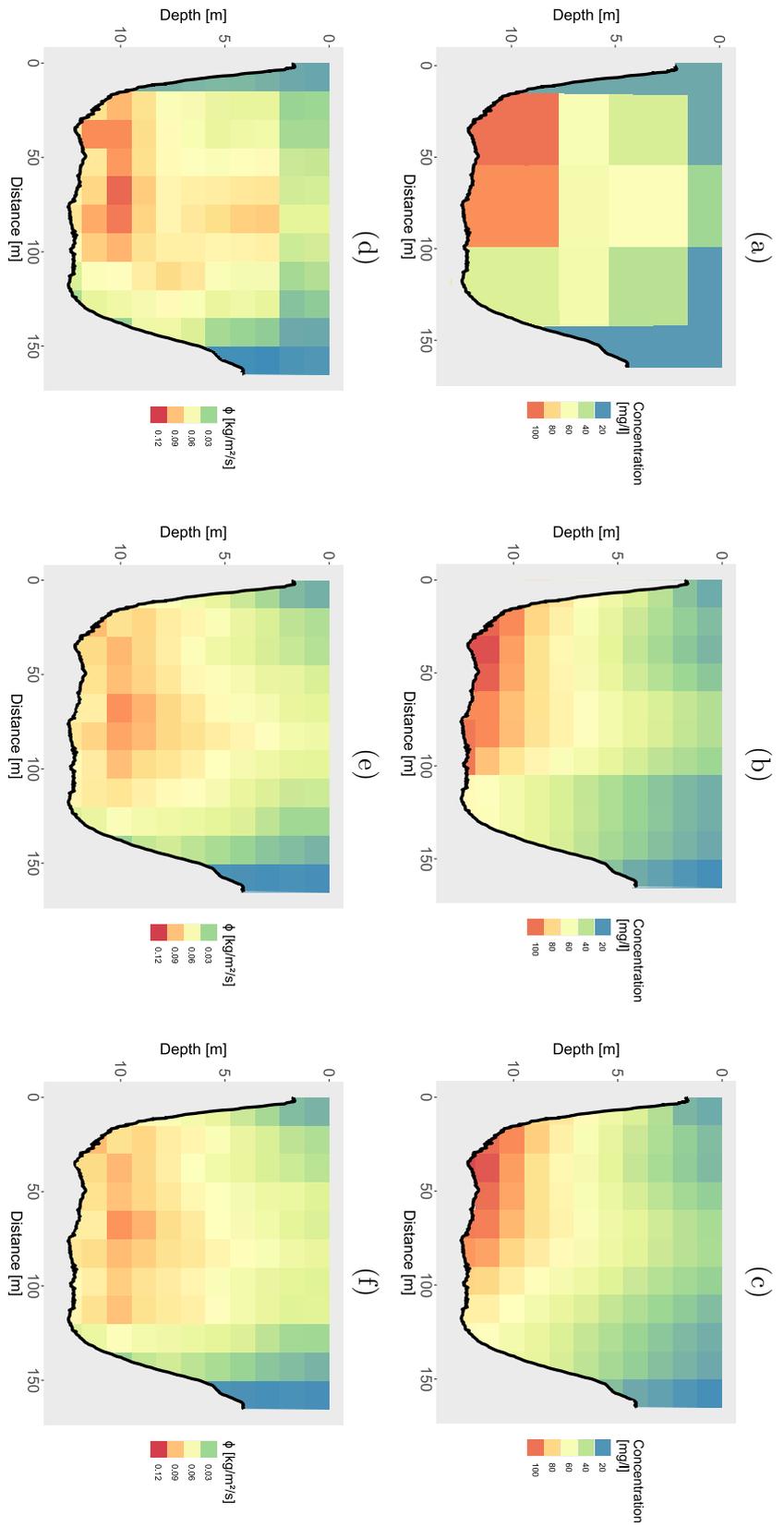


FIGURE 5.7. Rhône River at Lyon Ferrache : suspended-sand concentrations throughout the cross-section calculated with the nearest neighbor method (a), with the *SDCV* method (b), and the *SDC* method (c). Unit fluxes throughout the whole cross-section computed with the Nearest neighbor method (d), with the *SDCV* method (e), and the *SDC* method (f).

Figure 5.7 gives a spatial view of suspended-sand in the Rhône River cross-section at Lyon Perrache on 2018 January 22th. Concentrations and fluxes are displayed and illustrate the three method results for one transect. For the nearest neighbor method the division in sub-sections is obvious and the spatial distribution is not realistic (cf. Figures 5.7 a and d). For *SDCV* method, concentrations and fluxes are more clearly organized with a hot spot in the left part of the cross-section (cf. Figures 5.7 b and e). We can however observe the limits of the sub-sections showing that the lateral integration could be improved. The concentrations computed with the *SDC* method give the most realistic spatial distribution with smooth gradients both in vertical and lateral direction (cf. Figure 5.7 c). In the appendix are presented the results for the Colorado, Mekong and Amazon Rivers. We can observe the contrast between the methods and sand distribution in cross-sections with local bathymetry and flow specificity.

5.4.4 Comparison of suspended-sand discharge-computations

Computing methods are tested with a larger dataset including several suspended-sediment measurements in the same rivers but not necessarily at the same location and for different discharges. The relative standard deviations of the suspended-sand discharge average (calculated from the individual ADCP transects with the proposed computing methods) are typically between 2% and 15%. In comparison, for ADCP water discharge measurements, standard deviation are between 1% and 6%.

Figure 5.8 summarises the comparison between results from the different methods (*NN*, *SDCV* and *SDC*) with the standardized method. Figure 5.8 a illustrates the agreement between results from nearest neighbor and standardized methods, all the results are between -13% and 12% from computing according to the standardized method. The comparison between *SDCV* and standardized methods (Figure 5.8 b) slightly increase differences and two cases underestimate more than 20% the suspended-sand discharge compare to the standardized method. Figure 5.8 c shows results for the *SDC* method compare to the standardized, results in suspended-sand discharge are slightly higher than with the *SDCV* method.

The knowledge of sand concentration gradients and the use of *SDC* and *SDCV* computing methods allow to calculate suspended-sand discharge in the near bed zone. Extrapolated concentrations in the near bed zone are higher than those measured in the upper regions of the flow. Thus, high resolution ADCP data, even extrapolated velocities, allow to describe what occurs vertically.

The lateral integration approach with a physically based method linked to the bed shear stress, gives a more realistic view of the sand distribution in the cross-section (cf. Figure 5.7).

The large underestimation for one Rhône River survey (-30%) observed for the *SDCV* and *SDC* methods arises from suspended-sand concentration gradients. They are in this case not adapted for an exponential profile approach, due to very low suspended-sand concentrations between 2 and 8 mg/l with only one near-bed sample with 37 mg/l. There is another case for a survey on the Colorado River near Grand Canyon, AZ (-20%) which present suspended-sand concentrations gradients not adapted for the exponential profile approach (not shown in this paper), this is due to a nearly constant suspended-sand concentration in the lower half of the cross-section. This configuration is not favorable for an exponential fit which minimize concentration in the upper part of the cross-section.

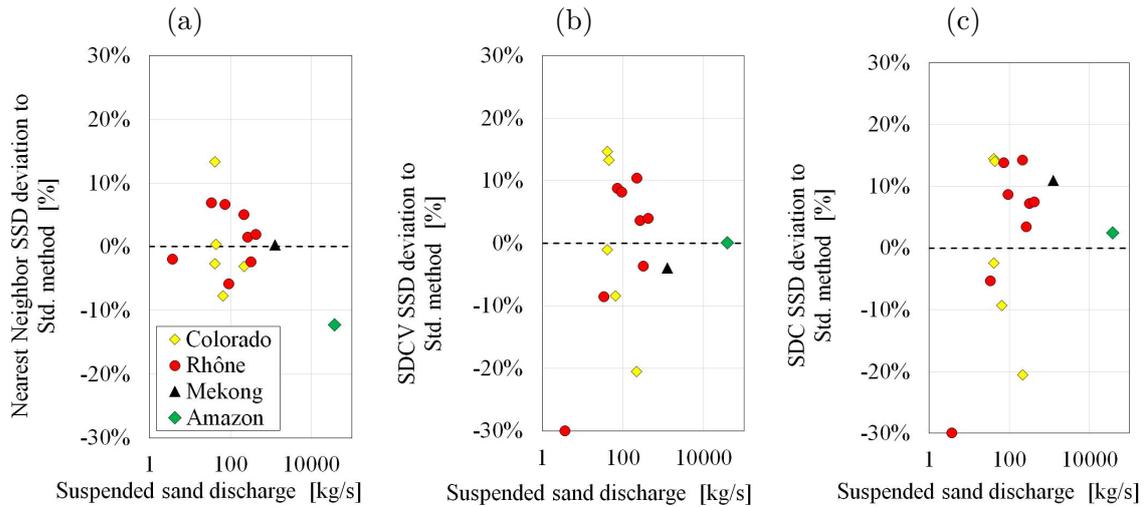


FIGURE 5.8. Deviations between suspended-sand discharge results : nearest neighbor method (a), *SDCV* (b), and *SDC* (c) versus standardized method (SSD for Suspended-sand discharge).

For the Rhône River case we have several surveys on the same cross-section (water discharge between 900 and 2700 m³/s) and the bottom suspended-sand discharge proportion lays between 12% and 20% during floods. For very small suspended-sand discharge only a few amount of sand is transported and mostly near the bed because the flow cannot lift particles in the whole cross-section. In these cases sand is carried near the bed only and the bottom flux became predominant (60%).

For the Mekong River *SDCV* results compared to standardized are -4% lower than with the standardized method. It increases to 11% in suspended-sand discharge, with the physically based lateral integration of the *SDC* method. The bottom suspended-sand discharge proportion represents 10% of the total suspended-sand discharge and is in agreement with the observed sand concentration gradients.

In the Amazon case, even though the extrapolated bottom water discharge is low compared to the measured flow, it carries large amounts of sand (30% of the suspended-sand). Its weight in the final suspended-sand discharge may be linked to the length of the active width. In this case we combine a huge active width (≈ 3000 m) compared to the water depth (30-40 m), (the aspect ratio is about 75) and a significant sand concentration gradient which coerces the concentration to high values in the near-bed zone. High concentrations spread laterally over the entire cross-section and especially in a pit in the right part of the cross-section where the concentration became very high due to the increase of water depth in the most concentrate part of the cross-section.

Differences in suspended-sand discharge related to the vertical and lateral integration are not very large. If we focus on the four main field campaigns (cf. Table 5.2). For small cross-sections as the Rhône and Colorado Rivers lateral integration is not very meaningful (1% difference). However, for Mekong River, lateral integration is more meaningful. Uncertainty due to the number of vertical (cf. Equation 5.4) are also computed for the four examples and are related to the lateral integration impact observed with *SDC* method. This uncertainty computing is very sensitive to the ξ index calculated with ADCP data which is low in the investigated cases. Moreover with only 3 sampling verticals, uncertainty increase dramatically.

5.4.5 Influence of the lowest sample

A sensitivity test was carried out to evaluate some error sources. One source of uncertainty is the uncertainty in the elevation of the lowest sample above the bed. The vertical position of the lowest sample can significantly influence the calculation of the reference concentration and so the sand discharge computing in the near-bed zone.

In this test, a 10% shift was applied to the depth of the lowest sample for every method and case. A $\pm 10\%$ error on the sampling depth with a horizontal bottle is realistic and was evaluated from comparison between a target depth and a pressure sensor measurement (Dramais *et al.*, 2020). There is a decrease in suspended-sand discharge for the four sites when the last sample is positioned 10% lower than the real position, and a suspended-sand discharge increase when the sample is 10% lifted (Table 5.3). When the lowest sample is lower, it gives more importance to the upwards sample (which has a lowest concentration) and sand discharge decreases. On the other hand when the lowest sample is higher in elevation, the lowest sample is overweighted and it makes sand discharge increase. As a consequence, the sensitivity of the calculation to an error on the position of this last sample is higher when sand concentration gradients are higher as observed in the Amazon and Colorado rivers.

River	NN +10%	SDCV +10%	SDC +10%	NN - 10%	SDCV -10%	SDC -10%
Colorado	-3%	-12%	-12%	+3%	+5%	+5%
Rhône	-2%	-3%	-3%	+2%	+4%	+4%
Mekong	-5%	-3%	-3%	+3%	+3%	+4%
Amazon	-1%	-13%	-12%	+2%	+25%	+24%

TABLE 5.3. Differences observed from computing for the three methods (NN : Nearest Neighbor, SDCV : Sand Discharge Computing Vertical, SDC : Sand Discharge Computing) with a 10% error applied to the depth of the lowest sample (+10% for a deeper sampling depth and -10% for an upper sampling depth).

5.5 Conclusion

Suspended-sand discharge-computation methods are introduced and investigated. The main concept of this work is the use of the ADCP data structure, with high resolution depth and velocity measurements, to improve the computation of concentrations, hence of suspended-sand discharge estimations. The second idea is to use low-cost instantaneous point sampling to guide the vertical integration of concentration. In most cases, the knowledge of vertical gradients improves concentration computation by vertical exponential profile modeling, especially in the near-bed zone.

Even though the instantaneous samplers can collect a larger volume, this larger volume has less time averaging associated with it. Thus, the samples may be biased by not averaging over the turbulent fluctuations.

Four computation methods are tested in this study and applied to four large rivers (Colorado, Rhône, Mekong and Amazon Rivers) with different morphological and hydraulic conditions. For computing the suspended-sand discharge, concentration profiles are combined with velocity profiles measured and extrapolated. The methods differ in the way they compute suspended-sand discharge. The Standardized method is similar to the nearest neighbor method with no lateral integration and no focus on a small part of the near-bed zone. *SDCV* and *SDC* tried to consider the whole near-bed zone by using fitted concentration profiles combined with velocity measurements. For *SDC* method, resulting vertical suspended-sand discharge profiles are integrated and spread laterally with an interpolation of the reference concentration between measured verticals.

SDCV and *SDC* give results close to the standardized and nearest neighbor method, with slightly higher results for *SDC*. The near-bed zone is highlighted with *SDC* method and causes the difference on final suspended-sand discharge. In the investigated surveys the suspended-sand discharge in the near-bed zone, which is here the area not measured by ADCP, represents between 12% to 60% of the total suspended-sand discharge. A sensitivity test is carried out to investigate the error induced by the lowest sample position which could have an influence on the vertical profile fitting. Some dataset are not suitable for the exponential vertical profile fitting especially for very low sand concentration and when sand gradients are more steady.

This approach confirms the importance of the vertical integration in the near-bed zone and offers a new way to calculate the suspended-sand discharge. Profile fitting could improve the estimation of the concentration and flux over the cross-section, compared to linear interpolation between uncertain measurements. The lateral integration could also improve suspended-sand estimations especially in large rivers cases with reduced number of sampling verticals.

Uncertainty estimations have to be explored to evaluate main error sources, beyond the uncertainty of the number of verticals. Uncertainties related to the vertical integration with the influence of the sampler, sampling points position, profile fitting and physical extrapolation, have to be studied. This approach on uncertainty could be associated with actual efforts on water discharge uncertainty evaluations in different tools, such as Qrev (Mueller, 2016) or others (Despax *et al.*, 2016).

We propose further improvements in our method by :

1. Using the depth-averaged velocity as a proxy for the boundary shear stress between verticals especially under non-uniform flow conditions, to improve the lateral integration.
2. Using the fluid corrected backscatter (FCB) from the ADCP (Boldt, 2015; Topping *et al.*, 2016; Vergne *et al.*, 2020) to improve the suspended-sand distribution in the cross-section. The distribution of FCB can be related to the sand distribution and used to better interpolate the suspended-sand concentrations between the locations of the point samples.
3. Using the apparent bed velocity (Rennie *et al.*, 2007) could also be considered to guide the near-bed zone flux computing.

Supplementary figures

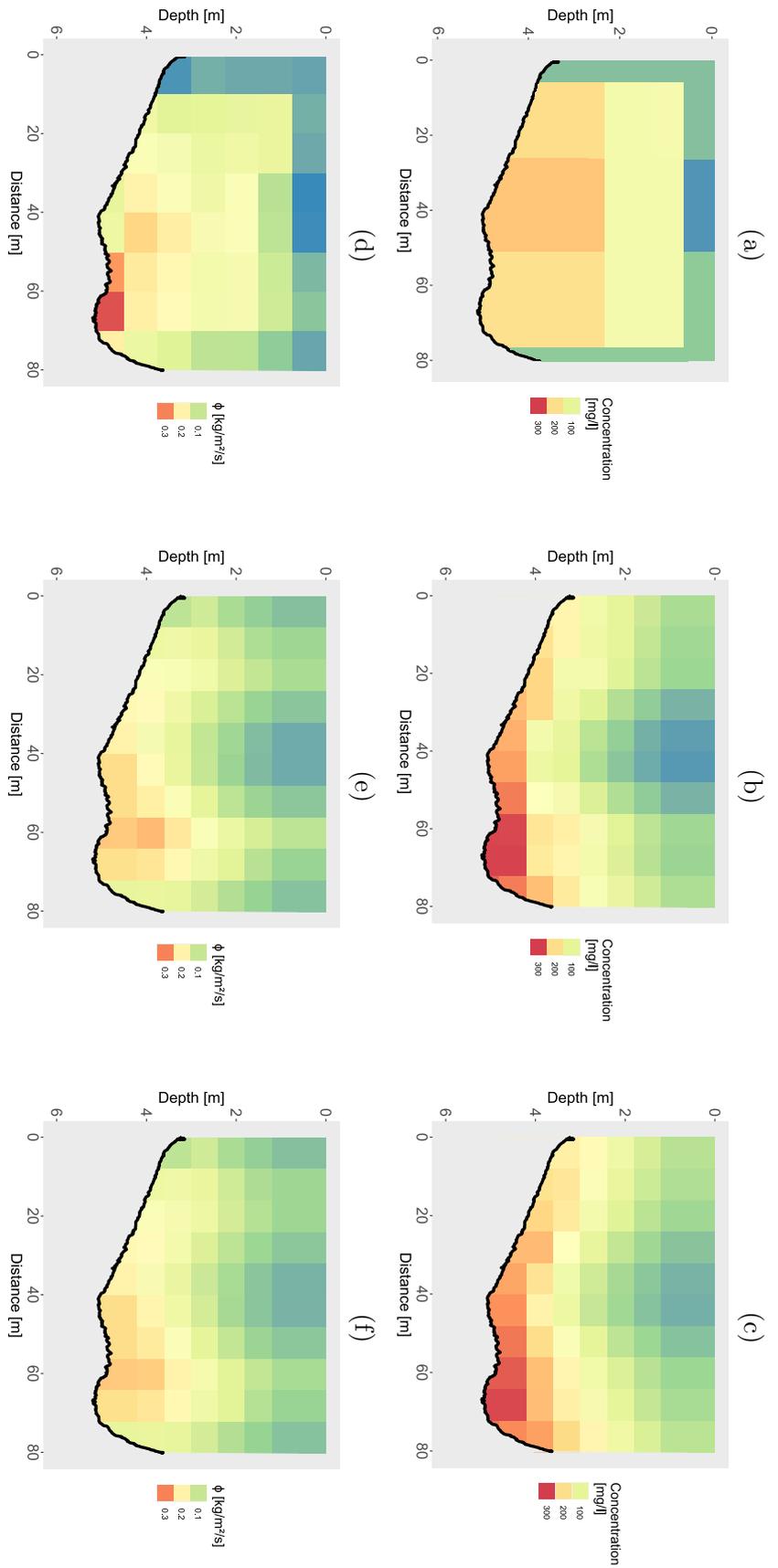


FIGURE 5.9. Colorado River cross-section at river Mile 61 : suspended-sand concentrations throughout the cross-section calculated with the nearest neighbor method (a), with the *SDCV* method (b), and the *SDC* method (c). Unit fluxes throughout the whole cross-section computed with the Nearest neighbor method (d), with the *SDCV* method (e), and the *SDC* method (f).

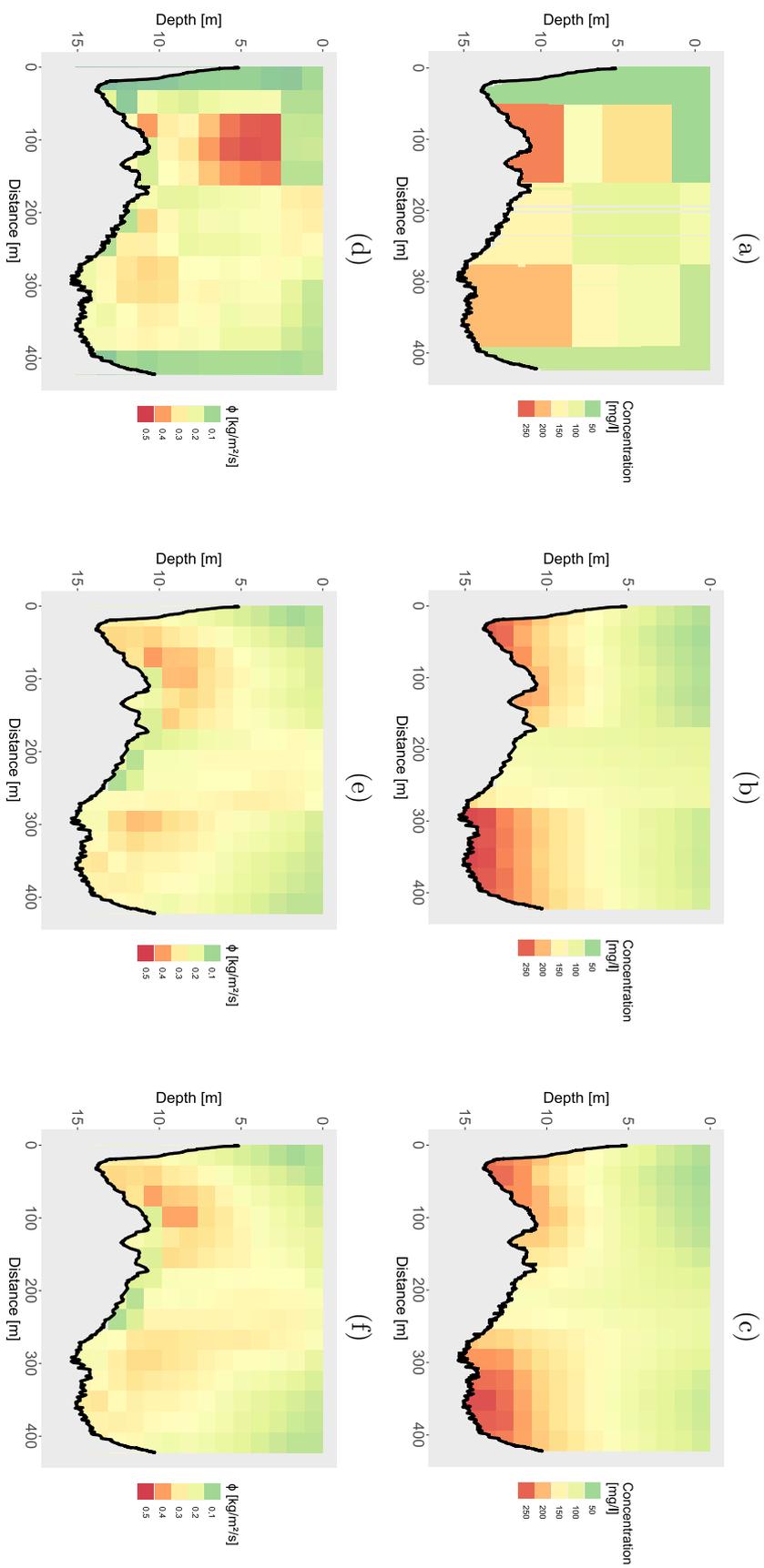


FIGURE 5.10. Mekong River cross-section at Luang Prabang : suspended-sand concentrations throughout the cross-section calculated with the nearest neighbor method (a), with the *SDCV* method (b), and the *SDC* method (c). Unit fluxes throughout the whole cross-section computed with the Nearest neighbor method (d), with the *SDCV* method (e), and the *SDC* method (f).

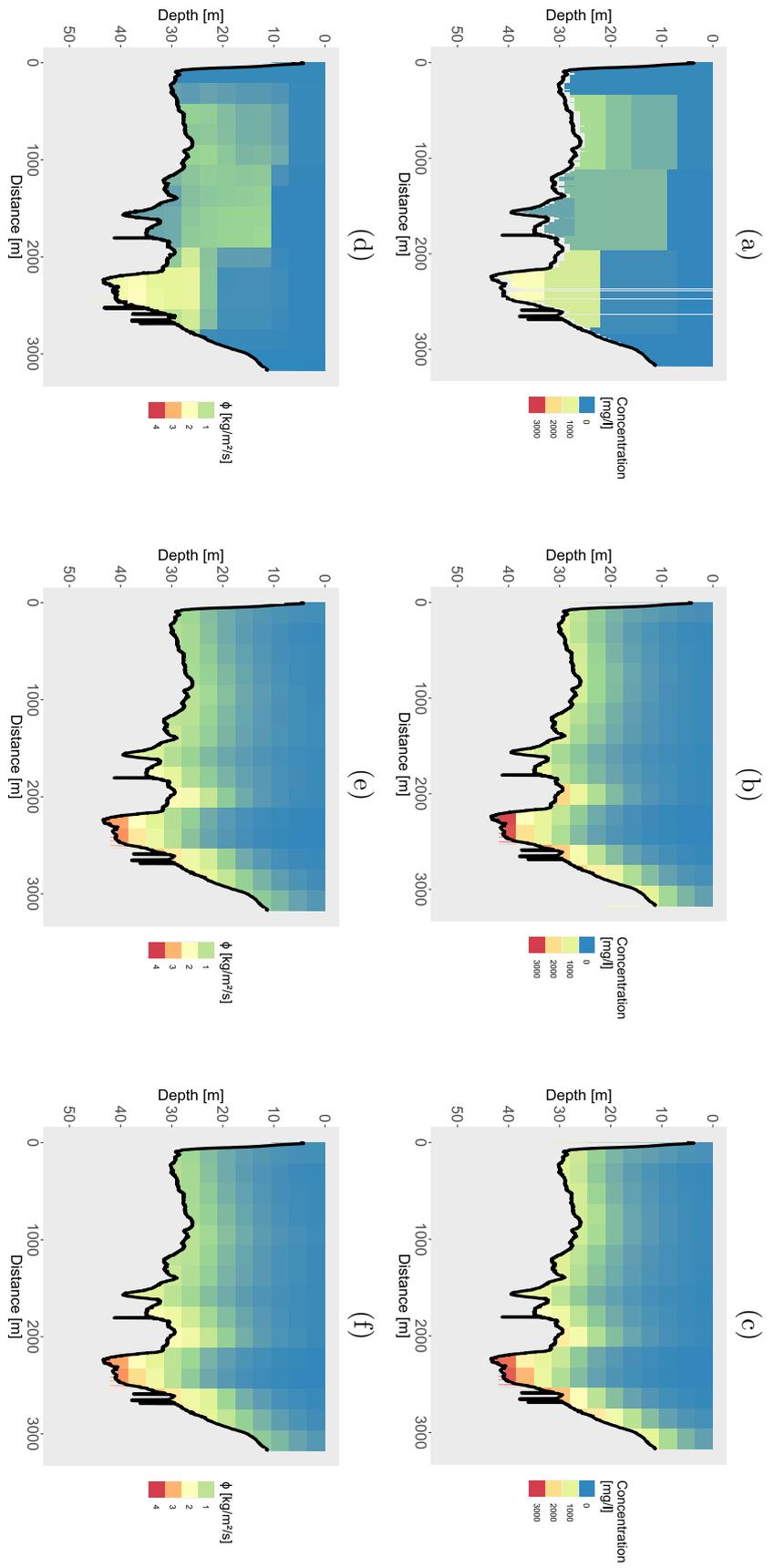


FIGURE 5.11. Amazon River cross-section at Manacapuru : suspended-sand concentrations throughout the cross-section calculated with the nearest neighbor method (a), with the *SDCV* method (b), and the *SDC* method (c). Unit fluxes throughout the whole cross-section computed with the Nearest neighbor method (d), with the *SDCV* method (e), and the *SDC* method (f).

Vers des bilans de flux de sable

«It would certainly not be difficult to approximate to the amount of sediment carried down annually by some of the largest rivers, such as the Amazon, Mississippi, Ganges, and others, because the earthy particles conveyed by them to their deltas are fine, and somewhat uniformly spread throughout the stream, and the principal efflux takes place within a limited period during the season of inundation.»

Charles Lyell

(Principles of Geology : being an attempt to explain the former changes of the Earth's surface, by reference to causes now in operation, 1830)

Introduction

Dans ce dernier chapitre, nous allons évoquer les courbes de tarage sédimentaires qui peuvent permettre de relier les flux de sable en suspension à d'autres variables mesurées dans le cours d'eau, en particulier le débit liquide. Nous utiliserons les jaugeages solides réalisés pour vérifier la cohérence de ces approches. Nous allons tester deux approches : l'une, à base physique par un simple ajustement de loi puissance aux mesures réalisées, la seconde, avec base physique, grâce à l'établissement d'une courbe de transport par capacité. Enfin, nous testerons la faisabilité de l'utilisation de l'outil *BaM!* (cf. chapitre 4) pour estimer les courbes les plus vraisemblables et leurs intervalles d'incertitude. Cette approche va permettre de combiner l'approche à base physique (avec des a priori sur les paramètres) avec les observations (en tenant compte des incertitudes). Un exemple d'application de ces courbes de tarage de sable en suspension va ainsi permettre une première évaluation des flux de sables sur le Rhône à Lyon Perrache en janvier 2018 lors de deux crues significatives.

6.1 Courbes de tarage sédimentaires

La question que l'on se pose ici est de savoir comment utiliser les mesures de concentration, les jaugeages solides, l'hydraulique et les paramètres physiques du cours d'eau pour construire des bilans de flux de sable à l'échelle d'un évènement ou d'une période. La relation entre le débit solide et le débit liquide (ou un ou plusieurs autres paramètres mesurés en continu) peut s'exprimer comme une courbe moyenne qu'on appellera courbe de tarage sédimentaire, souvent représentée en échelle logarithmique pour être plus lisible. Ces courbes seront utilisées pour extrapoler les flux de sédiments entre les périodes de mesures ponctuelles de concentration ou de jaugeage solide qui ne sont pas continues sur la plupart des stations. Les courbes de tarage sédimentaires sont basées sur une relation directe entre la concentration et le débit liquide, ou une loi par capacité de transport. Elles sont parfois difficiles à obtenir surtout en présence de tailles de particules variables. Elles restent cependant utilisées pour estimer des flux moyens de MES fines, avec l'hypothèse qu'il existe un équilibre global sur le bassin versant entre les flux liquides et solides. Pour les fines, on considère une capacité de transport quasi infinie. Pour le sable, des courbes par capacité de transport basées sur des lois semi-empiriques existent et vont permettre d'estimer la capacité théorique d'un transect ou d'un tronçon à transporter le sable en suspension ; ces courbes pourront ensuite être ajustées ou comparées à des mesures de jaugeage solide.

6.1.1 Relations directes entre concentration et débit

“La relation entre le flux de sédiments et les caractéristiques des particules, du bassin versant et du débit liquide est complexe en raison du grand nombre de paramètres en jeu. Ces variables interagissent de façon complexe et sont difficiles à simplifier. Dans une section de cours d'eau, on peut considérer que le flux de sédiments va dépendre de la profondeur, de la largeur, de la vitesse, de la pente d'énergie, de la température et de la turbulence ; mais aussi de la taille, de la densité, de la forme et de la cohésion des particules. Au delà de la section, le flux va dépendre aussi de la disponibilité et des apports de sédiment en amont, de la géologie du bassin, des conditions météorologiques, de la topographie, de l'usage des sols, de la couverture végétale du bassin. Il est donc très

difficile, voire impossible, d'obtenir des expressions mathématiques simples et satisfaisantes pour modéliser tous ces paramètres." déclarait Colby (1964).

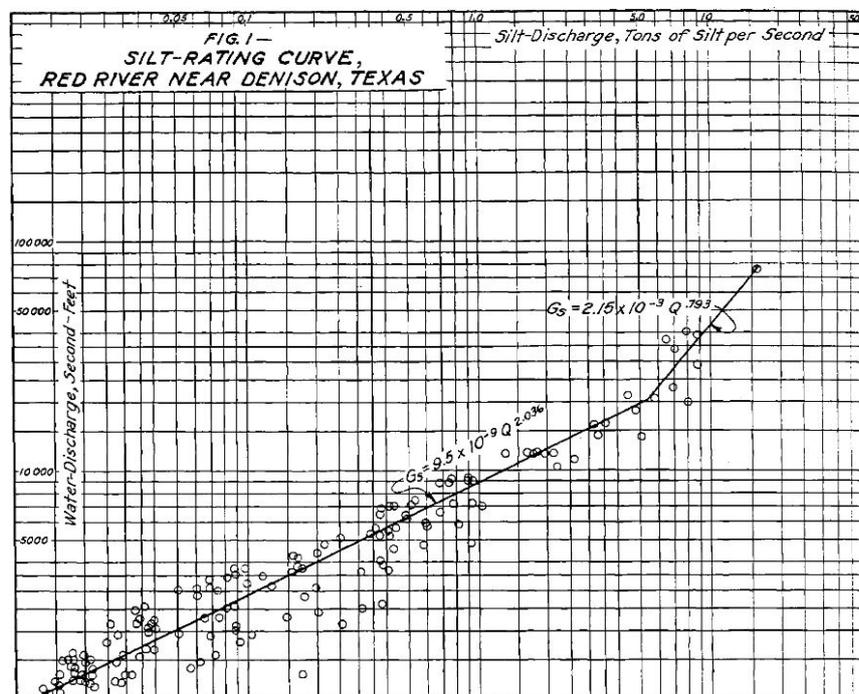


FIGURE 6.1. Probablement l'une des premières relations entre le débit liquide et le débit solide de fines sur la Red River à Denison au Texas entre 1930 et 1940 (Campbell et Bauder, 1940)

Les courbes de tarage sédimentaires (Campbell et Bauder, 1940) vont d'abord être appliquées sur les flux de sédiments fins et vont permettre d'approcher une corrélation moyenne entre le débit solide en suspension ou la concentration en MES et une autre grandeur physique mesurée dans la rivière (débit liquide, hauteur d'eau).

Ces relations sont souvent déterminées par des régressions linéaires avec la méthode des moindres carrés entre le logarithme de la concentration et celui du débit liquide. Bien que cette courbe de tarage $\log(C)/\log(Q)$ soit un résultat empirique sans justification physique, elle est largement utilisée. Certains auteurs ont ajusté des polynômes du second degré (Serrat *et al.*, 2001) ou des combinaisons par segments de lois puissance, comme proposé par Campbell et Bauder (1940), (cf. Figure 6.1) et repris notamment par Poulhier *et al.* (2019).

L'équation reliant la concentration en MES \overline{C}_s au débit liquide Q_w est généralement écrite sous la forme d'une loi puissance :

$$\overline{C}_s = a Q_w^b \quad (6.1)$$

avec a et b des coefficients dépendant du site étudié (Pont *et al.*, 2002).

Sur le Rhône, Pont *et al.* (2002) et Ollivier *et al.* (2010) ont également utilisé des lois puissance pour calculer flux et bilans annuels sur le bassin versant. Ce type de relation est utilisé pour quantifier les volumes de sédiments fins transportés, la signification physique des coefficients (a et b) de ces relations est discutée dans la littérature pour les lier à la pente ou à des indicateurs d'érosion du bassin versant (Walling, 1977; Asselman, 2000; Moatar *et al.*, 2013). Cependant plusieurs auteurs

ont montré aussi qu'une erreur de sous-estimation, pouvant dépasser 50%, peut affecter les bilans de flux utilisant cette méthode (Thomas, 1985; Ferguson, 1986; Cohn *et al.*, 1989). Ce biais est lié au fait d'appliquer une régression dans l'espace logarithmique (Ferguson, 1986; Grasso et Jakob, 2003), de plus le fait d'avoir davantage de données pour des conditions de flux faible à moyen donne plus de poids aux valeurs basses qui vont influencer sur la régression, d'où l'utilisation dans de nombreux cas d'une combinaison de deux lois puissance. Quelques chercheurs ont proposé l'utilisation de facteurs de correction du biais (Glysson, 1987; Walling, 1988).

Plus récemment, des méthodes utilisant les classes de débit plutôt que les débits ont été testées avec succès en Suisse (Grasso et Jakob, 2003; Launay *et al.*, 2019b) ainsi que sur le Rhône et les fleuves côtiers méditerranéens (Sadaoui *et al.*, 2016) avec pour cette dernière étude des résultats en terme de flux annuel un peu plus élevés que dans d'autres études (Launay, 2014). Poulhier *et al.* (2019) a également utilisé la méthode des débits classés mais l'ajustement des régressions a été effectué à l'aide d'une méthode bayésienne (Le Coz *et al.*, 2014b). Cette approche évite la transformation en logarithme traditionnellement utilisée et détecte automatiquement le débit de transition entre les deux segments de la relation et les coefficients de régression de la courbe de tarage. Les estimations du débit de transition, et des paramètres a et b de chaque segment des courbes de tarage sont calculées à l'aide du logiciel BaRatinAGE, qui nécessite peu d'informations a priori sur les valeurs des paramètres.

De nombreux auteurs remettent en cause les approches de courbes de tarage sédimentaires pour modéliser les sédiments transportés. Certains constatent de grandes variations de concentrations pour un même débit. Par exemple, sur le Rhône à Lyon, une étude entre 1983 et 1987 (CNR, 1989) fait état de flux de sédiments qui varient dans un rapport de 4 pour un même débit liquide, en fonction de l'origine de la crue. Dans la même étude, les auteurs constatent que la granulométrie des particules en suspension augmente avec le débit, jusqu'à 200 μm .

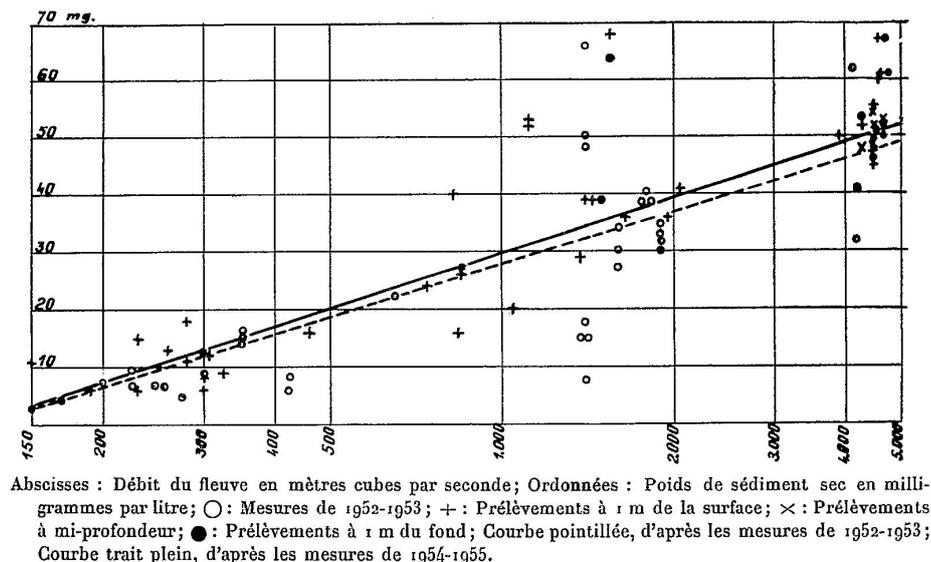


FIGURE 6.2. Relation entre le débit liquide et la concentration en MES sur la Loire à Mauves-sur-Loire en 1954 (Berthois, 1955)

Les courbes de tarage sédimentaires peuvent s'avérer être un outil intéressant surtout dans le cas d'un bon mélange des sédiments dans la colonne d'eau, ce qui est malheureusement rarement le cas lors des crues. Walling (1977) estime les erreurs de ces relations à $\pm 50\%$, parfois plus. La disparité des méthodes de prélèvement, leur fréquence, l'analyse au laboratoire sont autant de sources d'erreurs potentielles. La figure 6.2 présente un exemple ancien de courbe de tarage sédimentaire simple sur la Loire à Mauves-sur-Loire entre 1953 et 1955, la variabilité de la concentration en fonction du débit est mise en évidence, tout comme la variabilité de la concentration en fonction de la profondeur du prélèvement. Launay *et al.* (2019b) comparent la méthode de calcul des flux par courbe de tarage sédimentaire à deux segments (Poulier *et al.*, 2019) à une approche par la méthode des débits classés (Grasso et Jakob, 2003) sur l'Arve. Ils remettent en question la fréquence d'échantillonnage et la méthode de calcul par la méthode des débits classés et réévaluent les flux de MES avec toujours une incertitude sur la prise en compte ou pas de la suspension graduée de sable dans les études et les analyses précédentes.

6.1.2 Établissement d'une relation simple sur le Rhône à Lyon Perrache

Pour construire une relation entre débit solide de sable en suspension et débit liquide, il est nécessaire de disposer d'un jeu de données qui couvre une gamme étendue de conditions hydrauliques. Dans cet exemple, on va utiliser les résultats de jaugeages solides à Perrache (2017-2020) qui sont présentés dans le tableau 6.1.

Date	Débit liquide [m ³ /s]	Débit de sable [kg/s]		
		Méthode Normalisée	Méthode Nearest neighbour	Méthode <i>SDC</i>
13 décembre 2017	1479	35	34	33
05 janvier 2018 (matin)	2190	269	253	278
05 janvier 2018 (ap. midi)	2220	198	194	222
22 janvier 2018	2002	94	100	102
23 janvier 2018	2647	432	438	464
24 janvier 2018	2744	340	337	347
25 janvier 2018	2152	75	80	85
12 juin 2018	856	3,7	3,6	2,6
06 mars 2020	1783	83	95	105

TABLE 6.1. Résultats de calcul de flux de sable par les différentes méthodes testées dans le chapitre 5 pour le Rhône à Perrache. Les écarts relatifs en débit de sable en suspension à la méthode normalisée sont représentés sur la figure 5.8.

La figure 6.3 montre deux exemples de représentation des jaugeages solides par le code *SDC*. La méthode *SDC* qui comporte une description physique des phénomènes proches du fond et la prise en compte de la résolution spatiale des mesures de vitesse ADCP nous donne donc des résultats cohérents en termes de flux de sable avec la méthode normalisée et simplifiée *NN*.

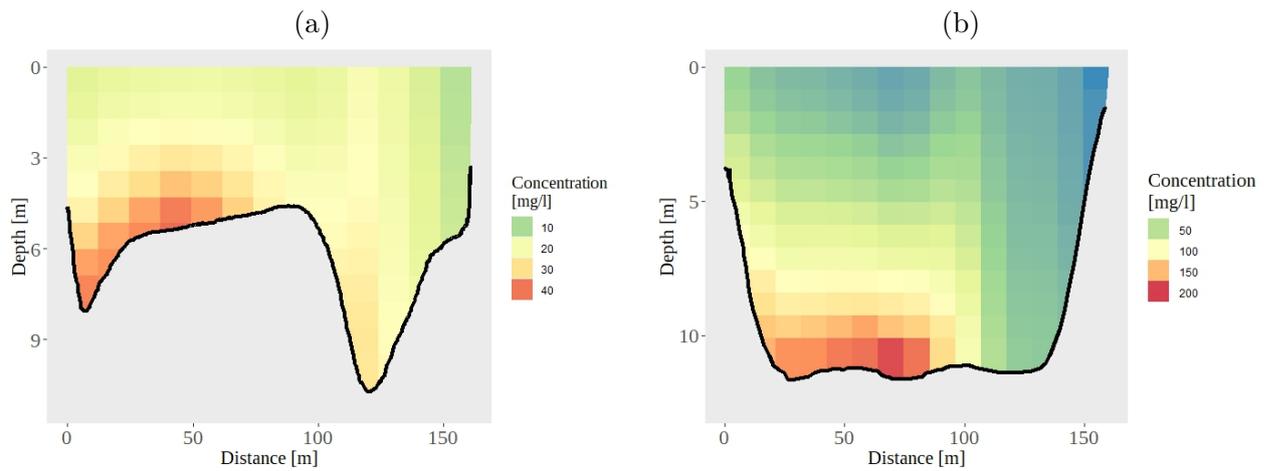


FIGURE 6.3. Distribution des concentrations en sable dans les sections sur le Rhône à Perrache, calculées par le code *SDC* : Transect amont le 13 décembre 2017 (a), Transect aval le 06 mars 2020 (b).

Pour estimer la relation entre débit solide de sable en suspension et le débit liquide, on peut dans un premier temps tester l'ajustement simple d'une loi puissance sur les valeurs des jaugeages solides selon l'équation suivante :

$$\Phi = a Q_w^b \quad (6.2)$$

avec Φ le flux de sable en suspension en [kg/s] et $a = 5 \times 10^{-13}$ et $b = 4,361$ des coefficients dépendant du site et de l'évènement étudié (cf. Figure 6.4).

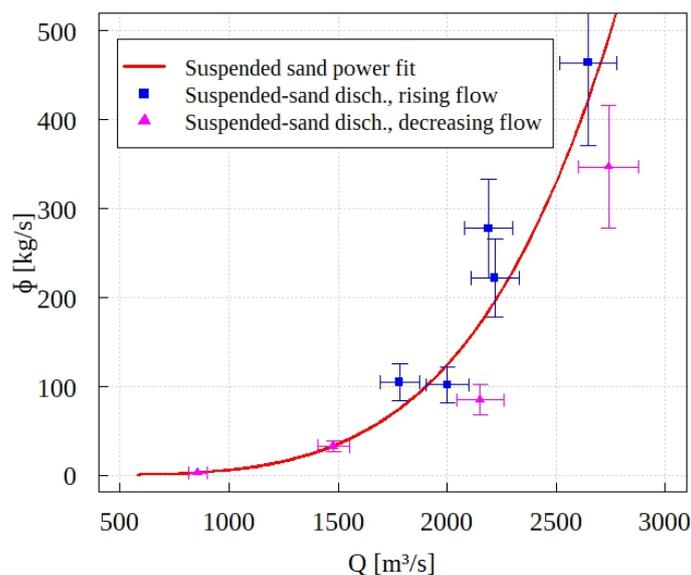


FIGURE 6.4. Ajustement d'une loi puissance sur les valeurs de flux de sable en suspension mesurées sur le Rhône à Lyon Perrache par la méthode *SDC*.

Pour la figure 6.4, on va faire l'hypothèse d'une incertitude de $\pm 20\%$ sur les valeurs de jaugeages solides, cette estimation semble cohérente (pour le Rhône) avec les écarts observés entre les méthodes de calcul de jaugeages solides testées dans le chapitre 5. Cependant cette estimation reste arbitraire et une évaluation des incertitudes devra par la suite être propagée jusqu'aux résultats des jaugeages solides. Cette incertitude forfaitaire de $\pm 20\%$ sur les jaugeages solides est représentée sur chacun des autres graphiques de ce chapitre.

L'ajustement représenté sur la figure 6.4, s'il n'a aucune base physique, permet tout de même de se rendre compte d'une organisation cohérente des points. En étudiant plus précisément les phases de montée et descente de crue pendant lesquelles les jaugeages solides ont été réalisés, on peut suspecter une hystérésis comme le montrent les données de la figure 6.4. Cependant, il sera nécessaire de compléter le jeu de données avec d'autres jaugeages solides avant de pouvoir confirmer une telle hypothèse. Si cela se confirme, la modélisation de tels effets d'hystérésis rajoutera une difficulté supplémentaire pour la quantification des bilans de flux car les effets dynamiques ne sont pas inclus dans les modèles de courbes de tarage sédimentaire appliqués ici.

6.2 Courbe de capacité de transport

La capacité de transport d'une section de cours d'eau va dépendre de l'hydraulique locale et des apports amont (cf. § 2.4.1). Sur un tronçon de cours d'eau non homogène, on peut faire l'hypothèse que c'est le transect qui a la plus faible capacité de transport qui va imposer la capacité du tronçon. Une capacité de transport donnée ne signifie pas que le transport réel atteindra cette capacité. En effet, si le sédiment n'est pas disponible, la capacité théorique du transect ne sera pas forcément

atteinte.

6.2.1 Méthodologie pour l'établissement d'une courbe de tarage sédimentaire par capacité

Pour calculer le débit solide de sable, on peut donc utiliser une formule de capacité de transport. Parmi ces formules, on va ici utiliser les formules de [Camenen et Larson \(2008\)](#) (cf. Equation 2.31) et d'[Engelund et Hansen \(1967\)](#) (cf. Equation 2.32). Ces formules permettent de calculer le flux de sable en suspension, elles sont basées sur des approches semi-empiriques et ont été testées à plusieurs reprises sur différents cours d'eau. La formule de [Camenen et Larson \(2008\)](#), a notamment été appliquée dans le cadre de campagnes de mesures sur le Mékong ([Camenen et al., 2014b](#)), l'Arc-en-Maurienne ([Camenen et al., 2018](#)), l'Isère ([Camenen et al., 2019b](#)), le Colorado ([Camenen et al., 2019a](#)), l'Amazone ([Camenen et al., 2014a](#); [Armijos et al., 2020](#)).

Cette approche est basée sur l'ajustement d'une courbe de tarage classique (hauteur-débit liquide) appliquée sur chaque section grâce aux valeurs des jaugeages liquides disponibles ([Camenen et al., 2014b](#); [Armijos et al., 2020](#)). Il est indispensable de connaître également la bathymétrie de la section dans le même repère d'altitude que celui de la courbe hauteur-débit liquide. Cela permet d'estimer les principaux paramètres hydrauliques comme la surface mouillée, le rayon hydraulique, la vitesse moyenne et la vitesse de cisaillement dans la section. Des mesures des formes de fond et de la distribution granulométrique des matériaux transportés permettent d'affiner l'estimation des différents paramètres et notamment la rugosité et la contrainte de cisaillement.

Cette méthodologie va être appliquée sur plusieurs sites et va être comparée aux résultats de la méthode *SDC*. Conformément à la méthode proposée dans le chapitre 5, chaque valeur de flux de sable est la moyenne de 4 à 6 transects ADCP exploités avec le code *SDC*.

6.2.2 Application au Colorado à Diamond Creek

Pour le site de Diamond Creek sur le Colorado, nous disposons de jeux de données exceptionnels de jaugeages solides, caractéristiques des sédiments, mesures acoustiques en continu et prélèvements depuis de nombreuses années. La base de données en ligne du GCMRC est par ailleurs un modèle dans ce domaine. La méthodologie proposée dans ([Camenen et al., 2014b](#)) est appliquée sur le site de Diamond Creek. Une modification de la formule par capacité (cf. Equation 2.31) a été proposée sur l'effet de la contrainte critique pour le calcul de la concentration de référence. Il semblerait apparemment plus juste de prendre un seuil pour la suspension comme défini par [Van Rijn \(1984\)](#). Sur le jeu de données de Diamond Creek (cf. Figure 6.5), la courbe de tarage sédimentaire est en assez bon accord avec les données expérimentales issues des jaugeages solides. Les deux jaugeages solides effectués en décembre 2018 et avril 2019 en suivant la méthode *SDC* sont également en bon accord avec la courbe théorique du transport du sable en suspension. Des bilans de flux en continu peuvent ensuite être calculés en utilisant des hydrogrammes. Ces bilans sont comparés aux bilans issus du suivi des flux en continus par ADCP horizontaux multifréquences, pour Diamond Creek mais aussi pour Grand Canyon au River mile 87 et RM 30. [Camenen et al. \(2019a\)](#) montre que ces comparaisons donnent des résultats cohérents.

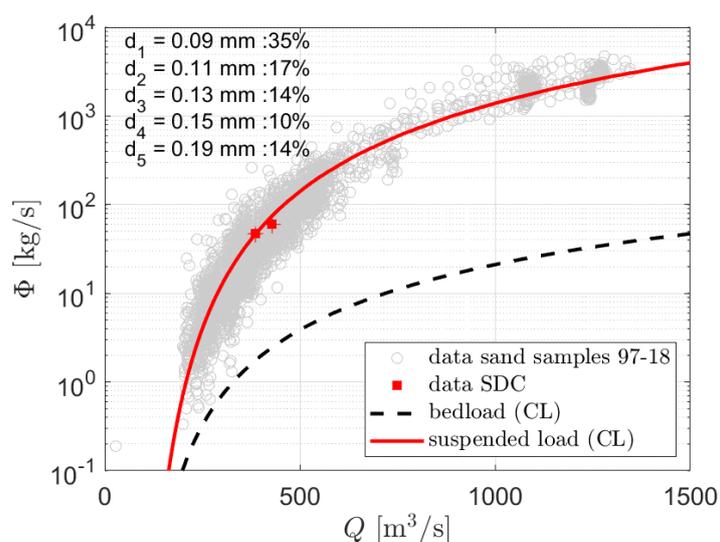


FIGURE 6.5. Relation entre le débit liquide et le débit solide de sable en suspension à Diamond Creek (ligne rouge) et débit solide charrié (ligne tiretée noire), selon la formule de [Camenen et Larson \(2008\)](#) (CL). Les points gris représentent les jaugeages solides effectués dans la période de 1998 et 2008, les points rouges les résultats des deux jaugeages effectués en appliquant la méthode *SDC*. La composition du mélange de sédiment est indiquée en séparant le mélange en 5 classes.

6.2.3 Application au Mékong à Luang-Prabang

La même méthodologie est appliquée sur le Mékong à Luang Prabang. Les résultats présentés sur la figure 6.6 sont issus de la mission de suivi des flux de sable en 2013 avec la CNR ([Camenen et al., 2014b](#)). Divers instruments ont été déployés comme la bouteille de Delft (DB) pour la suspension de sable et un préleveur Helley Smith pour la mesure du charriage. Chacune des techniques employées permet le calcul d'un flux solide. Pour ce cas, les résultats sont majoritairement inférieurs aux prévisions de la courbe de tarage par capacité. Une campagne de mesures est utilisée pour tester la méthode *SDC*, le résultat est en assez bon accord avec la relation par capacité mais reste inférieur.

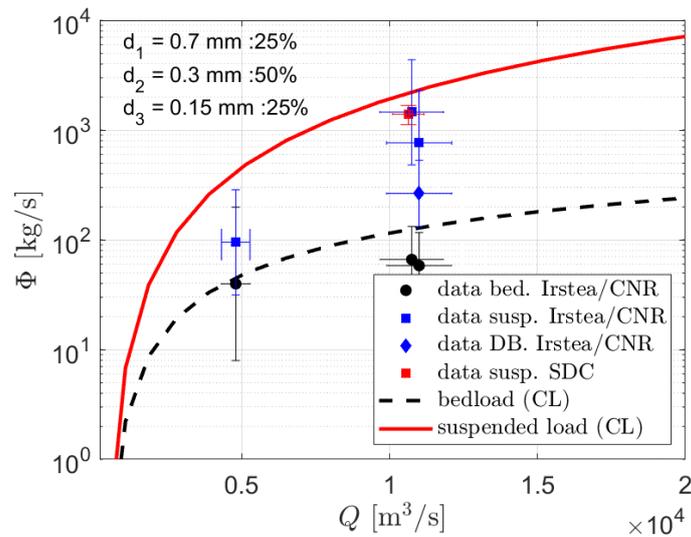


FIGURE 6.6. Relation entre le débit liquide et le débit solide de sable en suspension sur le Mékong à Luang Prabang (ligne rouge) et débit solide charrié (ligne tiretée noire), selon la formule de [Camenen et Larson \(2008\)](#) (CL). Les points noirs et bleus sont les données expérimentales disponibles, le point rouge est un résultat de jaugeage solide calculé en appliquant la méthode *SDC*. La composition du mélange de sédiment est indiquée en séparant le mélange en 3 classes.

6.2.4 Application sur l'Amazonie à Manacapuru

La méthodologie de calcul des courbes de tarage sédimentaire par capacité de transport a aussi été appliquée sur l'Amazonie à Manacapuru ([Camenen et al., 2014a](#)). Le jeu de données expérimentales issues des jaugeages solides des équipes de l'observatoire HyBAm est comparé à la relation théorique de transport de sable en suspension (cf. Figure 6.7). Les résultats de comparaison sont assez cohérents.

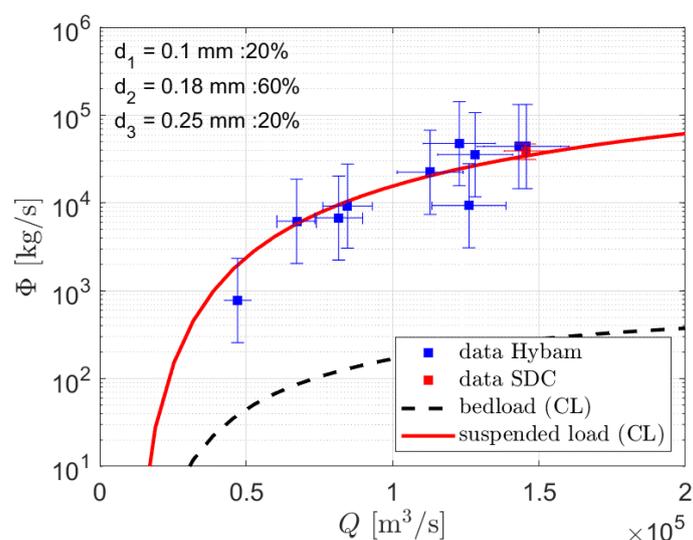


FIGURE 6.7. Relation entre le débit liquide et le débit solide de sable en suspension sur l'Amazonie à Manacapuru (ligne rouge) et débit solide charrié (ligne tiretée noire), selon la formule de Camenen et Larson (2008) (CL). Les points bleus sont les données expérimentales disponibles, le point rouge est un résultat de jaugeage solide calculé en appliquant la méthode *SDC*. La composition du mélange de sédiment est indiquée en séparant le mélange en 3 classes.

6.2.5 Application au Rhône à Lyon Perrache

L'application de la méthodologie de calcul des courbes de tarage sédimentaire par capacité de transport sur le site de Perrache est aussi intéressante. Pour ce cas-là, on dispose d'un jeu de jaugeages solides récent. Une première application de la formule a été effectuée dans le cadre de cette thèse et présentée à la conférence de l'AGU (American Geophysical Union) à Washington en 2018 (Dramais *et al.*, 2018b). Une des grandes difficultés de l'application de ces formules sur le Rhône à Perrache est liée à l'influence du barrage de Pierre-Bénite dont le remous se propage en amont dans la traversée de Lyon alors qu'on fait l'hypothèse d'un écoulement quasi-uniforme.

Les formules de transport de Camenen et Larson (2008) et Engelund et Hansen (1967) sont testées sur deux transects et les résultats sont comparés aux flux de sable issus de la méthode *SDC*. Les mesures du 5 janvier 2018 ont été réalisées juste en aval du pont Pasteur, qui comporte trois arches (cf. Figure 6.8). La présence du pont explique sans doute la forme particulière de la section la plus proche du pont (cf. Figure 6.3 a).

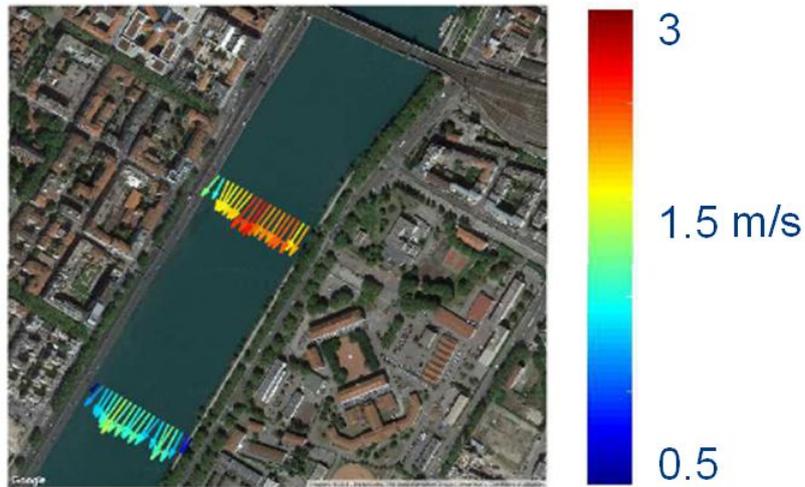


FIGURE 6.8. Représentation des vitesses ADCP moyennées sur la verticale de deux campagnes sur le Rhône à Perrache, image de fond Google.

Les autres jaugeages solides ont été réalisés quelques centaines de mètres plus en aval (cf. Figure 6.8) sur une section à la géométrie plus simple et au champ de vitesse moins perturbé (cf. Figure 6.3 b).

Il est intéressant de tester les formules de transport par capacité sur les deux transects explorés dont les conditions d'écoulement sont différentes. La capacité de transport calculée est ensuite comparée aux 9 jaugeages solides effectués entre décembre 2017 et mars 2020 (cf. Figures 6.9). Ces jaugeages solides vont permettre de vérifier la cohérence des valeurs prédites par les courbes de tarage sédimentaire par capacité de transport de sable. Ces courbes pourront ensuite permettre d'effectuer des bilans événementiels sur des périodes données et pour différentes conditions d'écoulement (si la capacité de transport est atteinte).

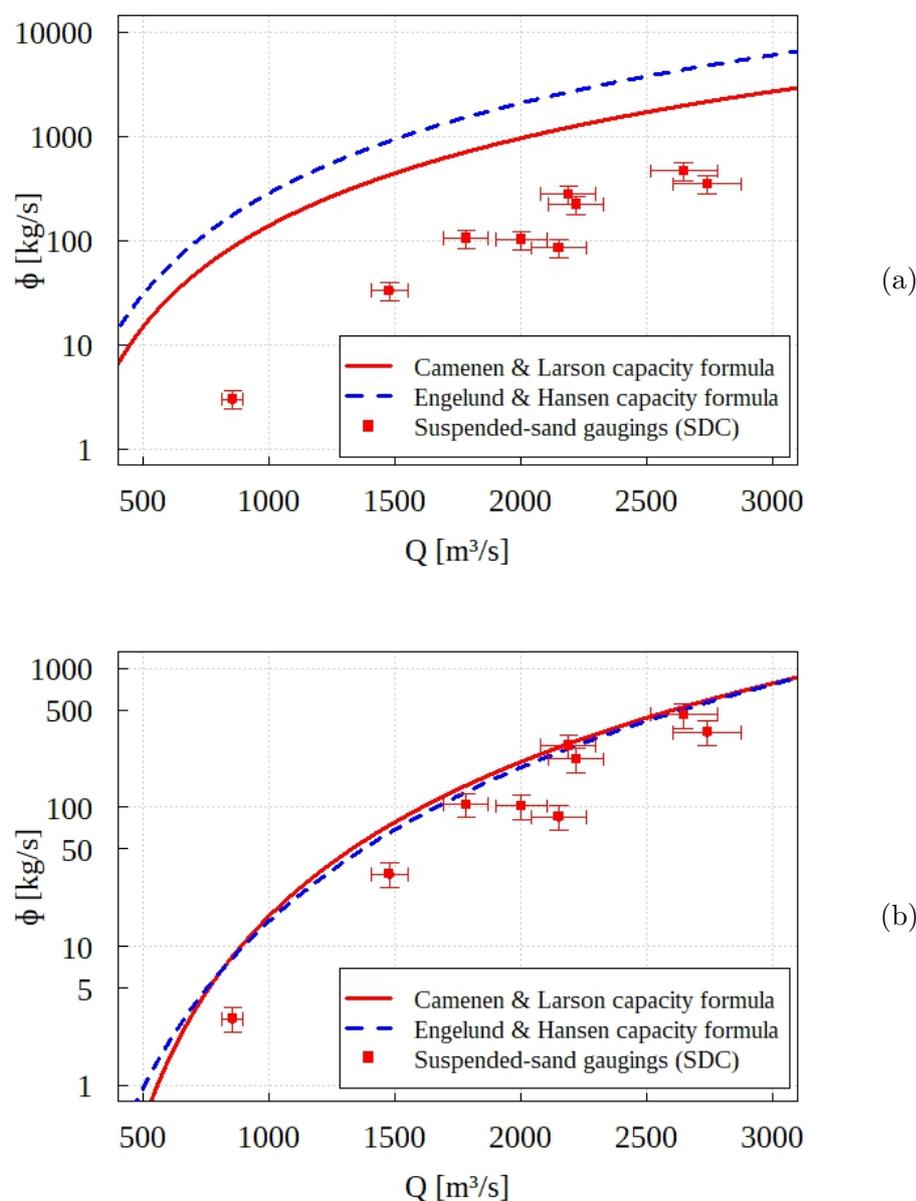


FIGURE 6.9. Relations entre le débit liquide et le débit solide de sable en suspension sur le Rhône à Lyon Perrache, selon les formules de [Camenen et Larson \(2008\)](#) (ligne rouge) et [Engelund et Hansen \(1967\)](#) (ligne tiretée bleue). Les points rouges sont les résultats de jaugeages solides calculés en appliquant la méthode *SDC*. Transect amont (a), transect aval (b).

Sur le transect amont (cf. Figure 6.3 a), la capacité de transport n'est pas atteinte lors des jaugeages solides (cf. Figure 6.9), elle l'est pour le transect aval (cf. Figure 6.9). Sur le transect aval (cf. Figure 6.3 b), la capacité de transport est quasiment atteinte pour tous les jaugeages solides. Si le contrôle hydraulique de ce tronçon pour la relation hauteur-débit liquide est assuré par le chenal (en condition de crue), le transport de sable en suspension semble contrôlé par la section aval. En effet, on voit que la capacité de transport est atteinte pour le transect aval et qu'il contrôle donc le transport dans ce tronçon. Ce résultat met en évidence l'importance du choix de la section

représentative du transport effectif pour établir une courbe par capacité, qui permette d'évaluer le transport du sable en suspension. On constate cependant une dispersion non négligeable des valeurs issues des observations autour de la courbe. Les incertitudes de cette estimation de la capacité de transport ainsi que celles des observations seront à évaluer pour aller plus loin et permettre le calcul de bilans avec incertitudes associées.

6.3 Établissement d'une courbe de tarage sédimentaire avec incertitudes

Dans cette partie, nous allons tester la faisabilité d'une analyse des incertitudes combinant les observations de jaugeages solides sur le Rhône à Perrache et des modèles simplifiés de transport du sable en suspension par capacité, grâce à l'outil *BaM!* (cf. Chapitre 4). Cette étude a nécessité un certain nombre d'hypothèses et de simplifications que l'on va détailler ici. On va estimer ici deux exemples de courbes de tarage de sable en suspension sur le Rhône à Perrache, exprimées sous forme d'un grand échantillon de 5000 courbes de tarage vraisemblables (après sous-échantillonnage des tirages MCMC), permettant de calculer l'enveloppe d'incertitude au niveau de confiance souhaité (en général 95%). Dans les deux cas traités, on obtient une estimation de la relation permettant de calculer le débit de sable en suspension assorti de cette incertitude.

6.3.1 Expression du modèle de débit de sable en suspension

Le débit total de sable en suspension Φ [kg/s] dans la section est alors exprimé grâce à la formule de transport. Les calculs ci-dessus sont exprimés en flux par unité de largeur, q_{ss} en [m³/m/s]. Pour obtenir le flux massique en suspension en [kg/s] on doit estimer une largeur active W_a sur laquelle le transport solide est actif tel que :

$$\Phi = \rho_s W_a q_{ss} \quad (6.3)$$

avec q_{ss} le flux solide en suspension en m³/s par unité de largeur.

On va ensuite chercher à implémenter un modèle dans *BaM!*. Chacun des paramètres du modèle est noté θ_i et est à estimer avec un intervalle de confiance (certains θ_i vont regrouper plusieurs paramètres). Quel que soit le modèle utilisé dans *BaM!*, l'équation doit comporter une ou plusieurs variables d'entrée, une variable de sortie et des paramètres à estimer avec leurs a priori. Dans notre cas, la variable à calculer en sortie est le débit de sable en suspension Φ , les variables d'entrée vont être une hauteur d'eau à la station ou sur le tronçon, le débit liquide, ou une combinaison des deux.

6.3.2 Expression d'une courbe de tarage de sable en suspension sans base physique

On s'inspire ici des travaux sur les courbes de tarage en hydrométrie qui représentent la relation entre la hauteur d'eau et le débit d'un cours d'eau au droit d'une station hydrométrique (Hersch, 2002). Ces courbes peuvent également avoir une base physique. L'un des modèles les plus répandus pour établir cette relation est une relation puissance de la forme :

$$Q_w = a (z_w - z_0)^b \quad (6.4)$$

avec z_w la hauteur mesurée et z_0 la hauteur correspondant au débit nul, a et b sont ici des paramètres qui dépendent du type de contrôle hydraulique et des conditions d'écoulement du site.

Dans notre cas, pour établir un modèle de courbe de tarage du sable en suspension, on va considérer un modèle empirique de ce type, couramment utilisé pour quantifier les flux de sédiments fins. Les paramètres de ce modèle n'auront pas de signification physique. Ce modèle est une première approche, nous utiliserons par la suite des modèles plus complexes. On fait ici simplement l'hypothèse d'un modèle de transport du sable en suspension avec le débit liquide en entrée, de la forme :

$$\Phi = \theta_1 (Q - \theta_2)^{\theta_3} \quad (6.5)$$

avec θ_1 , θ_2 et θ_3 les paramètres à déterminer.

On va représenter les a priori sur les paramètres comme des distributions statistiques dans lesquelles on va tirer au sort des valeurs des paramètres et calculer des réalisations du modèle pour chaque combinaison de paramètres. En l'absence de connaissance sur ces paramètres, on fixe des gammes de valeurs vraisemblables par expertise qui vont être choisies pour obtenir un compromis entre des valeurs de débit solide réalistes et un temps de calcul acceptable. Les lois de distribution statistiques choisies dans ce cas, sont des lois uniformes. Ces lois uniformes vont laisser une grande liberté au modèle pour converger vers des valeurs vraisemblables, tout en empêchant d'aller dans des gammes de valeurs irréalistes. Ces lois donnent peu d'informations sur la valeur du paramètre. Dans ce cas-là, les a priori sur les paramètres sont très larges, ce sont les valeurs des observations qui vont être prépondérantes dans l'ajustement du modèle (cf. Tableau 6.2). Ce modèle sans base physique, représenté avec ses intervalles d'incertitude (cf. Figure 6.10) permet ensuite de prédire des bilans de flux assortis d'incertitudes en utilisant l'hydrogramme mesuré à la station de Lyon Perrache.

Paramètre	θ_1	θ_2	θ_3
Valeur	5×10^{-6}	500	2.5
Loi uniforme	$[0; 1 \times 10^{-5}]$	$[200; 900]$	$[1; 5]$

TABLE 6.2. Paramètres, valeurs et intervalles des distributions du modèle empirique.

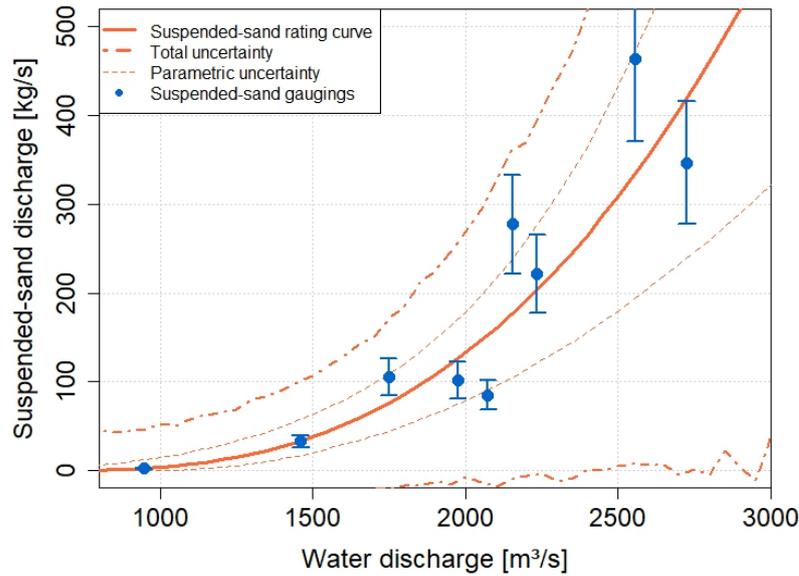


FIGURE 6.10. Relation représentant le débit solide de sable en suspension en fonction du débit liquide sur le Rhône à Lyon Perrache par une relation empirique. Les incertitudes paramétriques et totales au niveau de probabilité de 95% sont affichées en pointillé. Les points sont les jaugages solides mesurés entre décembre 2017 et mars 2020.

L'incertitude est ici décomposée en trois estimations :

- L'incertitude paramétrique liée à l'estimation des paramètres du modèle, est calculée en fonction des a priori sur ces paramètres et du contenu d'information des observations (jaugages solides).
- L'incertitude structurelle va estimer les limites de l'équation du modèle à décrire le phénomène physique que l'on cherche à représenter. Cette incertitude peut être très importante notamment en l'absence de base physique ou plus généralement, lorsque le modèle est trop simple pour décrire un phénomène complexe.
- Enfin, l'incertitude totale est la combinaison des incertitudes paramétriques et structurelles.

6.3.3 Expression d'une courbe de tarage de sable en suspension avec base physique

6.3.3.1 Débit, hauteur d'eau et paramètres associés

Dans le cas d'un modèle à base physique implémenté dans *BaM!*, celui-ci va aussi dépendre d'un certain nombre de paramètres : des constantes liées à l'équation de base (g, ρ, ρ_s) et des grandeurs et variables liées à l'hydraulique ou aux conditions du site comme le d_{50} , le rayon hydraulique, la contrainte de cisaillement, le paramètre de Shields ou le coefficient de Strickler.

Le transect de référence pour lequel le débit de sable en suspension est estimé est simplifié en une section rectangulaire de largeur W_R et d'altitude b_R , une approximation du rayon hydraulique est alors $R_h = z_w - b_R$ avec z_w l'altitude de la cote de l'eau, qui est une entrée du modèle. Ce transect de référence est considéré comme représentatif du tronçon étudié et doit en contrôler la capacité de transport.

La contrainte de cisaillement au fond τ est exprimée en fonction de la vitesse moyenne dans la section en utilisant la formule de Manning-Strickler :

$$\tau = \frac{\rho g U^2}{K^2 R_h^{1/3}} \quad (6.6)$$

avec $U = Q_w/S_w = Q_w/[W_R(z_w - b_R)]$ et $R_h = z_w - b_R$ on obtient :

$$\tau = \frac{\rho g Q_w^2}{K^2 W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.7)$$

Dans notre cas, les débits liquides sont disponibles et sont considérés comme la deuxième entrée du modèle. Dans le cas contraire, ils peuvent être calculés grâce à une courbe de tarage dans une section de jaugeage, qui peut éventuellement être différente de la section de référence.

Trois situations sont alors envisageables pour écrire le modèle et exprimer les paramètres nécessaires à *BaM!* :

1. Q_w et z_w sont les entrées du modèle.
2. $Q_w(z_Q) = S_w K \sqrt{S_0} R_h^{2/3} \approx K \sqrt{S_0} W_Q (z_Q - b_Q)^{5/3}$ (avec S_w la surface mouillée qui est calculée d'après le contrôle hydraulique d'un chenal rectangulaire de largeur W_Q avec d'altitude b_Q).
3. $Q_w(z_Q) = C_Q \sqrt{2g} W_Q (z_Q - b_Q)^{3/2}$ est calculé à partir d'une section de contrôle rectangulaire (un seuil dans notre cas, celui de Villeurbanne) de largeur W_Q avec b_Q l'altitude de la crête du seuil et avec C_Q le coefficient de débit du seuil rectangulaire (0,4 par défaut).

Dans ces deux dernières situations, la deuxième entrée du modèle est z_Q , la cote à la station hydrométrique qui peut être différente de z_w (si elle est placée en amont du seuil par exemple).

Pour ces trois cas, on exprime alors les paramètres suivants : la rugosité de peau τ' , le paramètre de Shields θ' et la vitesse de cisaillement u'_* associés :

1. Premier cas avec Q_w et z_w comme entrées du modèle :

$$\tau \approx \frac{\rho g Q_w^2}{K^2 W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.8)$$

$$\theta \approx \frac{Q_w^2}{(s-1)d_{50} K^2 W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.9)$$

$$u_* \approx \frac{Q_w \sqrt{g}}{K W_R (z_w - b_R)^{7/6}} \quad (6.10)$$

avec $s = \rho_s/\rho$.

2. Second cas avec z_Q comme entrée du modèle et avec un contrôle par le chenal :

$$\tau \approx \rho g S_0 \frac{W_Q^2 (z_Q - b_Q)^{10/3}}{W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.11)$$

$$\theta \approx \frac{S_0}{(s-1)d_{50}} \frac{W_Q^2 (z_Q - b_Q)^{10/3}}{W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.12)$$

$$u_* \approx \sqrt{g S_0} \frac{W_Q (z_Q - b_Q)^{5/3}}{W_R (z_w - b_R)^{7/6}} \quad (6.13)$$

3. Troisième cas avec z_Q comme entrée du modèle et avec un contrôle par la section :

$$\tau \approx \frac{\rho 2g^2 C_Q^2 W_Q^2 (z_Q - b_Q)^3}{K^2 W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.14)$$

$$\theta \approx \frac{2g C_Q^2 W_Q^2 (z_Q - b_Q)^3}{(s-1) d_{50} K^2 W_R^2 (z_w - b_R)^{7/3}} \quad (6.15)$$

$$u_* \approx \frac{C_Q W_Q g \sqrt{2} (z_Q - b_Q)^{3/2}}{K W_R (z_w - b_R)^{7/6}} \quad (6.16)$$

6.3.3.2 Implémentation de la formule de Engelund & Hansen, 1967)

On va ici implémenter la formule d'Engelund et Hansen (1967). Cette formule (cf. Equation 2.32) est simple et adaptée à l'estimation du transport total de sable (et permet aussi d'estimer la suspension). Après simplification de la formule de Engelund et Hansen (1967) on obtient les équations suivantes :

1. Premier cas avec Q et z_w comme entrées du modèle :

$$\Phi(z_w, Q_w) = \frac{0.05 \rho_s W_a}{g^{0.5} d_{50} (s-1)^2 K^3 W_R^5} \frac{Q_w^5}{(z_w - b_R)^{5.5}} \quad (6.17)$$

2. Second cas avec z_Q comme entrée du modèle et avec un contrôle par le chenal :

$$\Phi(z_w, z_Q) = \frac{0.05 \rho_s W_a K^2 S_0^{5/2} W_Q^5}{g^{0.5} d_{50} (s-1)^2 W_R^5} \frac{(z_Q - b_Q)^{25/3}}{(z_w - b_R)^{5.5}} \quad (6.18)$$

3. Troisième cas avec z_w et z_Q comme entrée du modèle et avec un contrôle par la section :

$$\Phi(z_w, z_Q) = \frac{0.05 \times 2^{2.5} \rho_s W_a K^2 g^2 C_Q^5 W_Q^5}{d_{50} (s-1)^2 W_R^5} \frac{(z_Q - b_Q)^{7.5}}{(z_w - b_R)^{5.5}} \quad (6.19)$$

Avec *BaM!*, les différents modèles à estimer avec leurs paramètres deviennent :

1. Premier cas avec Q_w et z_w comme entrées du modèle :

$$\Phi(z_w, Q_w) = \theta_1 \frac{Q_w^{\theta_2}}{(z_w - \theta_3)^{\theta_4}} \quad (6.20)$$

2. Second et troisième cas avec z_Q comme entrée du modèle :

$$\Phi(z_w, z_Q) = \theta_1 \frac{(z_Q - \theta_2)^{\theta_3}}{(z_w - \theta_4)^{\theta_5}} \quad (6.21)$$

On peut alors estimer des a priori sur les paramètres et utiliser ces modèles pour une analyse avec l'outil *BaM!*. Pour le cas du Rhône à Perrache, on va utiliser le premier cas avec Q et z_w comme entrées du modèle. Les autres cas n'ont pas été testés du fait des difficultés liées à la présence du barrage de Pierre-Bénite qui contrôle les écoulements sur ce tronçon. L'utilisation du jeu de données de jaugeages solides du Rhône à Perrache permet d'affiner le calcul d'incertitude en prenant en compte une incertitude sur ces observations. Les a priori des paramètres du modèle

Paramètre	θ_1	θ_2	θ_3	θ_4
Valeur	$7,7 \times 10^{-9}$	5	150	5,5
Incertitude	$\pm 1,9 \times 10^{-9}$	$\pm 0,125$	$\pm 0,5$	$\pm 0,125$

TABLE 6.3. Paramètres et incertitudes du modèle simplifié de [Engelund et Hansen \(1967\)](#).

sont définis très larges, ainsi que leurs incertitudes (cf. Tableau 6.3). Ce sont donc les valeurs des observations qui vont être prépondérantes dans l'ajustement du modèle.

Les incertitudes des paramètres θ_1 , θ_2 et θ_4 sont tirées au sort dans des intervalles de crédibilité représentés par des lois gaussiennes. L'incertitude de θ_3 qui est l'altitude du fond de la section de mesure est fixée à 150m.

Lorsque les simplifications du modèle sont réalisées, les paramètres définis avec leurs incertitudes et le jeu d'observations avec incertitude disponible, on peut alors effectuer l'analyse *BaM!* qui permet de générer un échantillon de courbes de tarage vraisemblables. Elles sont représentées ici sur la figure 6.11. Comme dit précédemment, l'incertitude totale se décompose en deux incertitudes qui sont évaluées pour chaque courbe, l'incertitude paramétrique et l'incertitude structurelle. Les erreurs structurelles sont aléatoires et indépendantes d'un pas de temps à l'autre, elles disparaissent lors des calculs de moyenne ou de cumul de flux. Les erreurs paramétriques vont au contraire se propager aux moyennes et cumuls. La courbe de tarage la plus vraisemblable va être utilisée pour le calcul de bilan de flux de sable sur des périodes données en fonction des variables d'entrée Q et z_w . La représentation des résultats sous forme de courbes est complexe car des courbes sont calculées pour chaque valeur de z_w . Dans les figures 6.11, les jaugeages solides (points) sont classés par niveau z_w (autour d'un niveau moyen), les différentes couleurs représentent les classes de z_w .

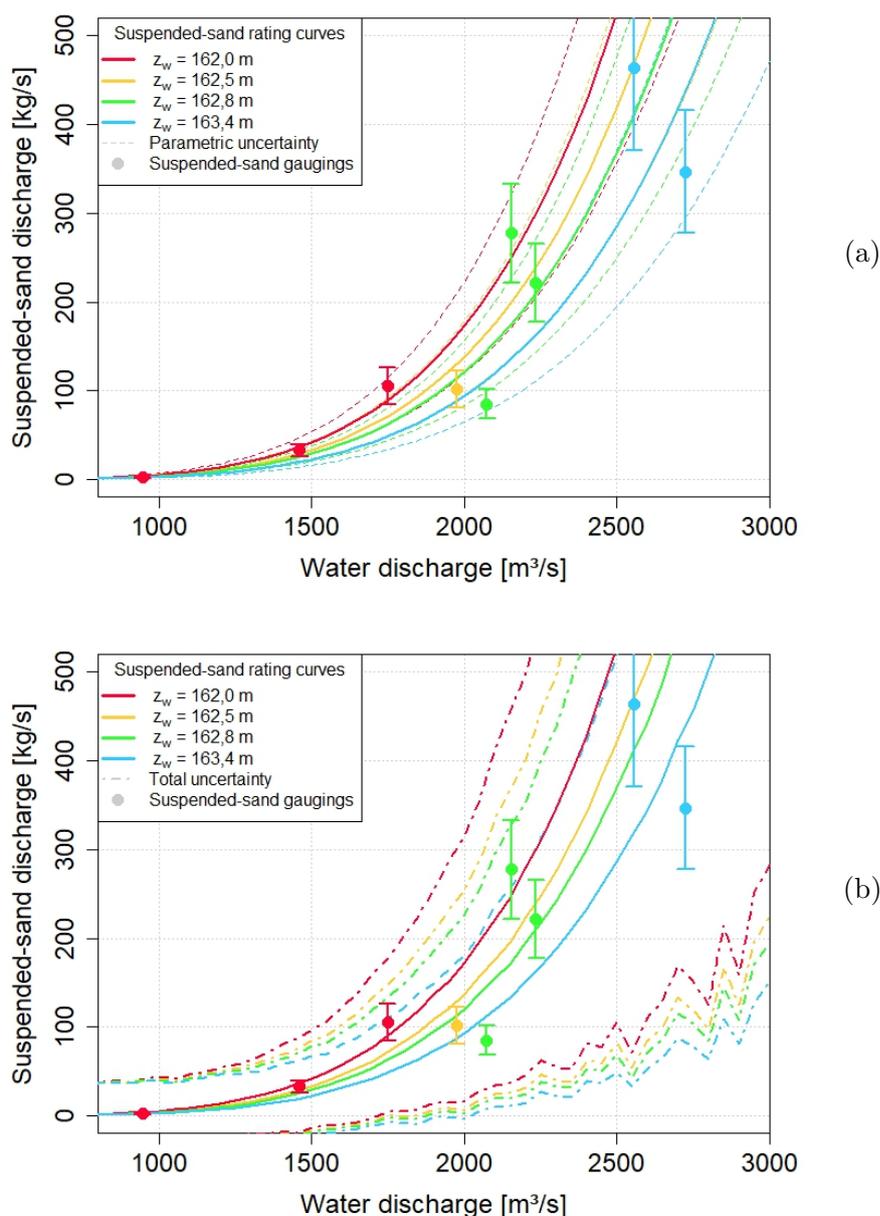


FIGURE 6.11. Courbes représentant le débit solide de sable en suspension sur le Rhône à Lyon Perrache avec la relation par capacité de [Engelund et Hansen \(1967\)](#). Les deux entrées du modèle sont le débit liquide et la hauteur d'eau. Seules les incertitudes paramétriques au niveau de probabilité de 95% sont affichées pour chaque cas. Les points sont les jaugeages solides mesurés entre décembre 2017 et mars 2020 avec une incertitude fixée à 20% (a). Même graphique mais avec les incertitudes totales au niveau de probabilité de 95% sont affichées pour chaque cas (b).

Sur la figure 6.11, seuls 4 valeurs de z_w sont représentées pour une question de lisibilité des graphiques. Ces deux graphiques font apparaître les incertitudes paramétriques et totales (cf. Figure 6.11) autour des 4 courbes. Sur la figure 6.10 (cas sans base physique), les incertitudes paramétriques et totales sont représentées. On remarque que les enveloppes d'incertitudes sont plus larges que dans le cas à base physique. En effet, une estimation plus juste des paramètres du modèle permet de meilleures performances de l'outil pour déterminer la courbe la plus vraisemblable avec

son incertitude associée. Par ailleurs, le calage sur les observations semble aussi un peu moins bon pour la méthode sans base physique qu’avec la méthode basée sur la loi par capacité de transport.

6.4 Bilan de flux sur le Rhône à Lyon Perrache

On peut ensuite propager les incertitudes sur des hydrogrammes à différents pas de temps. On combine donc les courbes de tarage avec une série temporelle de hauteur ou de débit liquide. Chaque réalisation de courbe de tarage sédimentaire est combinée avec la série temporelle pour obtenir une chronique de flux de sable ou arénogramme¹. La figure 6.12 représente le premier arénogramme avec incertitude paramétrique pour un évènement hydrologique sur le Rhône. L’intégration entre deux instants de ces arénogrammes va permettre de calculer un flux cumulé. Les flux cumulés sont calculés pour chacune des réalisations de courbe de tarage sédimentaire. On peut ensuite effectuer des statistiques sur ces résultats et notamment calculer le flux, qui est la médiane des valeurs obtenues et les quantiles à 2,5% et 97,5% qui sont les bornes de l’intervalle d’incertitude à 95%.

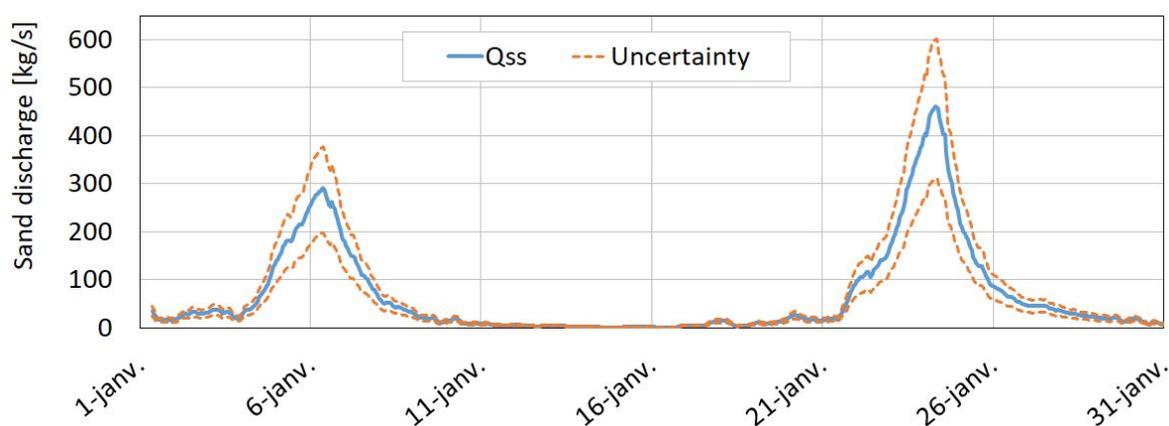


FIGURE 6.12. Arénogramme avec incertitudes calculés pour janvier 2018 avec la formule simplifiée de [Engelund et Hansen \(1967\)](#) et l’outil *BaM!*. Le flux instantané est représenté par la ligne pleine et les incertitudes paramétriques au niveau de confiance à 95% par les lignes pointillées.

Seules les incertitudes paramétriques vont jouer sur les cumuls. En effet, les incertitudes structurelles vont disparaître tout au long du calcul car l’erreur structurelle est indépendante d’un pas de temps à l’autre. Elle va donc disparaître dans la sommation alors que les erreurs paramétriques vont se cumuler. On va ensuite calculer un bilan de flux de sable pour l’évènement de janvier 2018 (cf. Tableau 6.4 et Figure 6.12).

1. Néologisme proposé par J. Le Coz.

Période	Flux de MES fines [Mt]	Flux de sable par capacité (Engelund et Hansen, 1967) [Mt]	Flux de sable par loi empirique [Mt]
Janvier 2018	0,572	0,175 [0,120 ; 0,226]	0,172 [0,096 ; 0,258]

TABLE 6.4. Résultats provisoires de calcul de bilans de flux de sable en suspension pour janvier 2018 sur le Rhône à Perrache. Ces résultats sont basés sur l'étude décrite ci-dessus. La valeur médiane de flux est suivie des limites de l'intervalle d'incertitude à 95%.

Il serait aussi possible d'étendre les périodes de calcul sur plusieurs mois voire des années. Il est cependant trop tôt pour généraliser cette approche au-delà de la période d'observation car nous ne disposons que de peu de jaugeages solides dans des conditions hydrologiques particulières. Ces courbes de tarage sont à consolider par de nouveaux jaugeages solides qui permettront d'être plus représentatif, pour des périodes plus longues, sous réserve d'un apport de sable suffisant par l'amont.

Les flux de MES fines indiqués dans le tableau 6.4 sont calculés à partir des données de la station hydrosédimentaire OSR de Jons et disponibles sur la base de données BDOH. Les flux de sable et leur intervalle de confiance à 95% sont calculés à Perrache en suivant les méthodes avec et sans base physique. Les deux approches donnent des résultats assez proches, les incertitudes sont légèrement plus faibles dans le cas de la relation semi-empirique d'(Engelund et Hansen, 1967).

Le sable constituerait donc une proportion importante de l'apport sédimentaire du Rhône lors des crues de janvier 2018. Ces résultats sont à prendre avec précaution du fait de l'incertitude des lois permettant d'établir ces bilans. En effet, de nombreux auteurs s'accordent à dire que les incertitudes sont considérables avec ce genre de méthodes. Cependant, cette quantité de sable est cohérente avec les proportions de sable moyennes obtenues dans les échantillons prélevés lors de la crue de janvier 2018. Cet évènement de janvier 2018 garde sans doute un caractère exceptionnel du fait de la période de retour de cette crue. Lors de cet évènement, il semble que la majorité des apports amont provenaient de l'Ain et ont permis d'atteindre la capacité transport en suspension. Par ailleurs, cette capacité de transport n'est sans doute pas toujours atteinte, même à débit équivalent, en particulier si le flux provient majoritairement d'affluents avec un faible transport. Néanmoins, il est possible que la remobilisation des dépôts et des matériaux des berges soit active pour des débits soutenus, hors crue de l'Ain, ou qu'une rapide fonte des neiges amène suffisamment de sable pour atteindre la capacité.

On a vu que l'utilisation de courbes de tarage sédimentaires pour calculer des séries temporelles de flux de sable en suspension est possible pour des évènements particuliers. La grande difficulté des lois de transport par capacité est que les apports ne sont pas constants. On dit que le transport réel est «*supply limited*» a fortiori sur les cours d'eau aménagés dont l'équilibre sédimentaire est fortement perturbé. Si les apports amont sont suffisants, la capacité de transport peut être atteinte, comme dans le cas du Rhône durant l'hiver 2018. Dans ce cas là, le débit solide effectif était proche de la capacité «*capacity limited*» pour l'une des sections étudiées qui semble contrôler le transport sur ce tronçon. Dans le cas de la période de janvier 2018, mais aussi en mars 2020, des crues de l'Ain étaient concomitantes avec les crues du Rhône. L'Ain a probablement été le pourvoyeur principal de sable lors de ces évènements. Il sera intéressant à l'avenir de continuer à suivre les crues du Rhône à Perrache et de lancer des campagnes de prélèvements dans des contextes hydrologiques différents.

6.5 Conclusion du chapitre

Les courbes de tarage sédimentaires sont un moyen intéressant pour calculer les flux de sable transportés lorsque la capacité de transport est atteinte. Des incertitudes sur ces relations peuvent être calculées par l'utilisation des statistiques bayésiennes. Cela permet d'évaluer les incertitudes sur les données issues des modèles de courbes de tarage sédimentaires, les séries temporelles de flux et les bilans.

Le jeu de données constitué à Lyon Perrache au cours de ce travail permet une première estimation des flux de sable à l'aide de différents modèles de courbes de tarage sédimentaires. Pour mieux évaluer les volumes de sable qui peuvent transiter lors des évènements importants, il est nécessaire de continuer cet effort de mesure pour évaluer la saisonnalité des apports. Mieux comprendre la temporalité du transport du sable peut aussi permettre de déceler d'éventuelles hystérésis ou d'affiner les bilans de flux et ainsi optimiser la gestion des ouvrages pour éviter l'ensablement de zones particulières, ou simplement faciliter son transit vers l'aval.

Il serait intéressant de tester d'autres formules comme celles de [Van Rijn \(1984\)](#) ou [Camenen et Larson \(2008\)](#). On peut progresser sur l'évaluation des incertitudes en quantifiant les erreurs sur le calcul des jaugeages solides et propager également les incertitudes sur les entrées du modèle z_w et Q_w .

Cette approche pourrait également être validée sur d'autres sites et jeux de données avec mesures de débit solide régulières. La comparaison avec des résultats issus de stations hydrosédimentaires acoustiques pourrait aussi être envisagée. La question des apports amont variables est importante dans l'établissement des bilans. Des phénomènes d'hystérésis sont observés et doivent être pris en compte dans les estimations de flux.

7

Conclusions et perspectives

«Plein d'ennui, de désir, de colère et de boue, le Rhône rugissant se jette dans la mer».

Paul Claudel
(1936)

Conclusions et perspectives

Le jaugeage solide : comment prélever et analyser les échantillons ?

Il y a encore des domaines de la métrologie où l'évolution des technologies ouvre régulièrement de nouvelles voies vers des mesures plus complètes et complexes, pour mieux décrire les phénomènes. D'autres domaines sont plus stabilisés, les acteurs ont trouvé des consensus pour standardiser les méthodes, les unités, les étalonnages. Concernant la mesure des sédiments en suspension dans l'eau des rivières, il semble que tout soit encore à faire pour arriver à une standardisation des pratiques. Pourtant, comme on l'a vu, la mesure de la suspension en rivière a démarré il y a plus de trois siècles. En France, comme ailleurs, il n'y a toujours pas de consensus sur le choix des méthodes d'analyse et de suivi des flux de sédiments en suspension dans les cours d'eau.

Pourtant, des normes existent pour le prélèvement en rivière, l'analyse des sédiments, le calcul des flux. On a vu que pour l'analyse des sables, certaines restent contradictoires ou pas assez détaillées, de fait, au lieu de s'imposer naturellement, elles font l'objet d'adaptations aux contextes et à l'histoire de la mesure sur tel ou tel cours d'eau. La norme sur le prélèvement ([ISO 4363, 2002](#)) largement inspirée des méthodes américaines est peu utilisée en Europe. Les mesures de sable en suspension en rivière sont moins développées en Europe que les mesures de MES (suspension de lessivage, excluant les sables). Plusieurs réseaux de suivis des MES existent alors que les mesures de sable sont moins présentes et les préleveurs normalisés, moins utilisés. Pourtant, sous l'impulsion du FISP, ce sujet du prélèvement et de l'analyse des sables en rivière a été exploré en détail, pour preuve la quantité de rapports, d'études sur la mise au point des techniques et leurs applications dans différents contextes depuis près de 100 ans.

Le protocole de jaugeage solide proposé dans ce travail met en œuvre un préleveur léger, *low-cost*, instantané, associé à un capteur ADCP aujourd'hui très courant dans les équipes d'hydrométrie. Le protocole diffère des préconisations de la norme [ISO 4363 \(2002\)](#) par le nombre de verticales, leurs positions, la répartition des points de prélèvement, l'utilisation des données ADCP et d'une extrapolation des zones non mesurées. ce protocole peut être mis en œuvre depuis n'importe quelle embarcation et est rapide à mettre en place, tout comme la formation des opérateurs. Cette méthode a été confrontée aux protocoles historiques de l'USGS lors d'une collaboration avec le laboratoire du GCMRC à Flagstaff (USA). On a montré lors de ces comparaisons que le caractère instantané des bouteilles horizontales rend les mesures plus incertaines, plus dispersées et les concentrations mesurées comportaient un biais par rapport aux concentrations des échantillonneurs isocinétiques. Le protocole proposé pourrait éventuellement être appliqué en utilisant un préleveur isocinétique pour améliorer ce point, avec cependant un temps de jaugeage sans doute plus élevé. La limitation du nombre de verticales, si elle permet de gagner du temps de mesure sur le terrain, est également une source d'incertitude supplémentaire. Le coût d'analyse est également plus élevé pour un protocole multi-points que lors d'une exploration intégrée sur la verticale. Par rapport à une exploration intégrée sur la verticale, un protocole multi-points peut améliorer la description des flux proches du fond.

Une étude approfondie des incertitudes liées à l'intégration verticale des concentrations issues des préleveurs isocinétiques et des bouteilles horizontales a été mise en œuvre. Cette étude utilisant

les statistiques bayésiennes pour l'établissement des profils de concentration sur la verticale a permis d'évaluer les incertitudes sur ces profils. Elle peut aussi amener à l'amélioration des protocoles grâce à l'utilisation de jeux de données synthétiques. Ces jeux de données, permettent la mise en œuvre de plans d'expériences variés pour lesquels on peut tester des options de déploiement. On a mis en évidence l'importance d'effectuer plusieurs prélèvements près du fond et l'importance de réduire l'incertitude sur la concentration du prélèvement de sub-surface pour obtenir un profil moins incertain. Un résultat de cette étude qui n'était pas évident au départ est que la zone non mesurée au fond par préleveur intégratif ne pèse finalement que peu dans l'erreur de flux moyen sur la verticale. En définitive, aucun protocole pour le jaugeage solide n'est parfait et toute comparaison en cours d'eau peut être biaisée par les fluctuations naturelles des apports en sédiment. Il faut arriver à faire le bon compromis entre coût de mesure et incertitude attendue du résultat.

Perspectives sur les prélèvements et l'analyse des échantillons

Suite à ce travail, plusieurs pistes d'amélioration doivent être étudiées pour avancer sur ce sujet du prélèvement et de l'analyse des sables en suspension dans le cadre des études hydro-sédimentaires en rivière : nous devons collectivement trouver un consensus sur la manière d'analyser les échantillons, notamment en séparant par tamisage les classes de particules à 63 μm avant l'analyse des concentrations et la mesure des classes granulométriques. La non-distinction des MES et des sables a des conséquences sur les estimations de flux, de polluants notamment, qui sont calculés en fonction des flux de MES. Plusieurs pays et équipes dans le monde effectuent déjà systématiquement cette séparation mais elle est loin d'être généralisée. Il est préférable de ne plus séparer les échantillons par agitation-versement comme préconisé par la norme ([AFNOR NF EN 872, 2005](#)) à moins d'avoir tamisé au préalable l'échantillon. Les erreurs induites par la présence de sable ne concernent pas uniquement les échantillons les plus chargés, la séparation par tamisage doit donc être systématique dans les études qui visent à quantifier la concentration et la distribution des tailles de particules. Par ailleurs, la mesure de turbidité est devenue la pierre angulaire de la mesure en continu des flux de MES, actuellement sur le Rhône comme ailleurs. Grâce aux équipes de l'OSR, un effort considérable a été entrepris depuis une dizaine d'années pour mettre en place des stations, les exploiter et bancariser les données. A partir des mesures de flux de MES sont calculés les flux de polluants et les volumes transférés dans le bassin et jusqu'à la mer. On doit garder à l'esprit que la mesure de turbidité n'est pas sensible aux sables et est rapidement biaisée lorsque les instruments sont exposés à des mélanges de particules, qui entraînent des incertitudes sur les flux. Il est important d'arriver à suivre les flux de sable en complément de la turbidité pour évaluer les biais et incertitudes et ainsi améliorer la justesse des flux mesurés. Les mesures acoustiques multi-fréquences comme sur le Colorado par exemple sont une alternative qui peut compléter ces suivis en continu. Pour valider et calibrer ces suivis en berge, il est cependant indispensable de faire des jaugeages solides réguliers si on veut connaître de façon plus juste les flux de sable et de sédiments fins dans la section. Ces jaugeages solides sont à réaliser pour tous les régimes d'écoulement et sont à intensifier en crue, à la montée et à la descente.

Si la bouteille horizontale présente des avantages pratiques, son utilisation semble entraîner une surestimation des concentrations en sable. Cette surestimation est a priori liée à une perturbation des vitesses à proximité du préleveur lors de la mesure. Lors des comparaisons effectuées sur le

Colorado, les concentrations en sable issues de la bouteille horizontale était 25% supérieures en moyenne à celle mesurées avec le P-61. Des essais en laboratoire pourraient permettre d'estimer et corriger le biais lié à l'utilisation de ces préleveurs. Ces essais étaient déjà suggérés depuis longtemps par le [FISP \(1941b\)](#). Une exposition plus longue d'instruments comme la bouteille de Delft peut aussi permettre d'améliorer la représentativité des mesures de sable ou de la valider. La bouteille de Delft est cependant limitée à des vitesses de l'ordre de 2 m/s ce qui est rapidement atteint en grands cours d'eau, la sous-estimation des particules les plus fines est aussi évoquée comme limite de cet instrument. Cet échantillonneur mériterait sans doute de nouveaux développements pour améliorer ces points. L'utilisation de granulomètres laser *in-situ* peut également être envisagée pour mettre en évidence et mieux quantifier la présence de sable. Enfin, l'exploitation de données de comparaison comme celle de [Dijkman et Milisic \(1982\)](#) pourrait également faire progresser la connaissance sur les incertitudes liées aux préleveurs.

Au niveau du protocole de prélèvement, l'étude des incertitudes sur le profil vertical a montré l'importance des échantillons de fond et de surface dans le calage des profils. Le protocole de jaugeage solide doit être complété par des échantillons des matériaux du fond systématiques sur les verticales explorées. Des préleveurs spécifiques (BMH-60, BM-54) permettent ce type de prélèvement. Cette connaissance permettrait d'améliorer la modélisation du transport dans la section et notamment par une évaluation plus juste de granulométrie de la couche de surface du lit. Côté déploiement, pour effectuer des jaugeages solides, les trilles téléphériques peuvent être des outils précieux, plusieurs d'entre elles sont abandonnées en France au profit d'équipements moins contraignants en terme de maintenance et d'exploitation, c'est une erreur. Il est indispensable de développer les mesures *in-situ* embarquées ou sur les trilles téléphériques dans des conditions de sécurité maîtrisées. La prévention des risques professionnels, le principe de précaution ou les chaînes de décisions ne doivent pas éloigner les hydrologues des rivières et des crues. Les trilles ou les bateaux de mesure équipés pour le treuillage de préleveurs doivent pouvoir être déployés et maintenus pour permettre d'observer correctement les flux pour les comprendre et les quantifier.

Comment mesurer le flux de sable en suspension ?

Les méthodes de calcul du débit solide de sable en suspension testées dans le chapitre 5 ont été automatisées dans un programme R. Il utilise des exports des données ADCP combinées aux jeux de données de concentration issues des prélèvements distribués dans la section. La programmation de ces méthodes, l'exploitation et la présentation des données et des résultats ont été l'un des challenges de ce travail de thèse. L'utilisation des données ADCP haute-résolution de vitesse et de bathymétrie permet une estimation plus juste de la répartition des concentrations et des flux dans la section. En effet, l'utilisation de séries de transects ADCP permet la prise en compte des champs de vitesse et leur variabilité dans le calcul. L'utilisation de plusieurs transects permet de moyennner temporellement les résultats et d'atténuer en partie les erreurs liées au caractère instantané des prélèvements ainsi que de mieux interpoler et explorer un jeu de prélèvements discrets et limités en nombre. La connaissance des gradients verticaux issus des mesures ponctuelles et l'utilisation d'un profil théorique exponentiel ajusté sur les données, permet d'extrapoler les concentrations au delà de la zone mesurée, en particulier près du fond où les concentrations sont les plus fortes. Malgré le fait que les bouteilles horizontales autorisent le prélèvement de plus grands volumes que

les préleveurs isocinétiques, cela ne compense pas le caractère instantané, qui comme on l'a vu dans le chapitre 4, entraîne des incertitudes plus grandes sur la concentration. Cependant, dans la comparaison des méthodes de dépouillement, on s'affranchit du problème soulevé de surestimation de la concentration par la bouteille horizontale, car on utilise le même jeu de données (ADCP et concentrations issues des prélèvements). Les différences sont associées uniquement aux méthodes de dépouillement. Quatre méthodes de dépouillement du flux solide sont testées dans le chapitre 5 et appliquées sur quatre grands fleuves, le Colorado, le Rhône, le Mekong et l'Amazone. Ces quatre exemples présentent des morphologies et des conditions hydrauliques différentes.

Les méthodes testées utilisent les vitesses ADCP, elles vont différer entre elles par leur principe d'intégration verticale et latérale. La première est une adaptation de la méthode normalisée (ISO 4363, 2002) qui va passer par le calcul d'une concentration pondérée par la vitesse. La seconde méthode est une procédure simplifiée *NN* qui associe les concentrations mesurées à chaque cellule ADCP en fonction de leur position dans l'espace. Enfin, les deux autres méthodes utilisent le profil exponentiel ajusté aux mesures ponctuelles pour calculer les concentrations dans la section. Dans la méthode *SDCV*, les concentrations estimées par ce profil exponentiel pour chaque verticale sont réparties par sous-section en fonction de la position des verticales de mesure. Dans la méthode *SDC* est ajoutée une option d'intégration latérale des profils verticaux qui vont être ajustés en fonction de la hauteur d'eau mesurée par l'ADCP.

Les résultats entre les quatre méthodes sont assez proches. La méthode *SDC* donne des résultats légèrement plus élevés que ceux des autres méthodes. Les intégrations verticales et latérales des concentrations expliquent ces différences en particulier pour la zone proche du fond. Il semble que pour une section homogène, l'intégration latérale joue peu sur le résultat final et pourrait confirmer l'intérêt de limiter le nombre de verticales. La proportion du flux de sable en suspension au fond, qui correspond ici à la zone non mesurée par l'ADCP, peut représenter de 12 à 60% du flux total de sable en suspension dans la section (dans les cas étudiés). Certains jeux de données ne sont pas adaptés à cette approche avec intégration verticale par profil exponentiel, en particulier quand les concentrations en sable sont très faibles, ou uniformément réparties dans la section. La méthode *SDC* proposée ici, apparaît toutefois utile pour affiner le calcul de flux en particulier par une meilleure extrapolation des mesures et ainsi améliorer la qualité des jaugeages.

Limites et perspectives de la méthode *SDC* : Vers un outil opérationnel ?

Pour devenir un outil pleinement opérationnel, il faudrait programmer toutes les subtilités des logiciels de post-traitement ADCP (gestion des bad ensembles, des extrapolations de berge) ainsi que les données brutes issues des différentes marques d'instruments. Pour cela, l'idéal serait de greffer ces méthodes de dépouillement aux plateformes de post-traitement déjà existantes comme les logiciels QRev ou STA de l'USGS.

Plusieurs perspectives de développement sont ouvertes pour continuer à améliorer cette méthode :

- Sur plusieurs sites, des acquisitions ADCP en position fixe sur les verticales échantillonnées ont été réalisées pendant 3 minutes avant de prélever. Ces données n'ont à ce jour pas encore été exploitées mais peuvent aussi permettre de mieux quantifier la variabilité des vitesses sur la verticale et le fond mobile dans le cas de l'utilisation synchronisée d'un GPS.

-
- L'intégration d'une indication de mobilité du fond, ou le calcul de sa vitesse apparente (sur une verticale fixe ou pendant les jaugeages ADCP) pourrait à terme rentrer dans la procédure de dépouillement, en particulier pour l'interpolation et l'extrapolation latérale de la concentration au fond. Il faudrait probablement effectuer des mesures complémentaires dans cette zone pour mieux comprendre cette couche mobile et sa constitution.
 - Au niveau de la procédure de dépouillement et notamment à propos des options de guidage de l'intégration latérale, plutôt que de considérer la hauteur d'eau, on pourrait prendre en compte la contrainte de cisaillement au fond τ_f .
 - Pour affiner le gradient de concentration, on pourrait utiliser le nombre de Rouse (ou comme certains auteurs le ratio u^*/ω) qui peut être calculé à l'aide des vitesses ADCP et des analyses des sédiments prélevés.
 - Comme autre perspective pour l'intégration latérale, le *fluid corrected backscatter* (FCB) pourrait être calculé et pris en compte pour améliorer la représentation spatiale des concentrations en sable entre les zones échantillonnées.
 - On a vu également que le profil exponentiel n'était pas toujours adapté aux gradients de concentration observés, d'autres types de profils théoriques pourraient être testés et implémentés dans le code comme le profil de Rouse ou des profils puissance ou paraboliques proposés dans la littérature. L'ajustement le moins incertain pourrait être évalué en combinant le choix de modèle de profil à l'approche bayésienne d'évaluation des incertitudes pour les différents cas.
 - Pour aller plus loin sur les incertitudes de mesure on pourrait également utiliser *BaM!* pour évaluer les intervalles de confiance sur les profils de vitesse et leurs extrapolations. Ainsi, on pourrait combiner les incertitudes sur les profils de concentration et sur les ajustements de vitesse pour propager les incertitudes jusqu'au résultat de débit de sable en suspension unitaire puis total.

Des courbes de tarage par capacité aux bilans de flux de sable sur le Rhône

Dans ce travail, on a montré que l'utilisation de courbes de tarage sédimentaires basées sur la capacité de transport pour calculer des séries temporelles de flux de sable en suspension sur le Rhône à Lyon était possible pour des événements particuliers. Le calcul d'une courbe de tarage par capacité dans l'outil *BaM!* a également permis de quantifier le bilan de flux de sable (avec incertitudes associées) qui a transité sur le Rhône à Perrache durant l'hiver 2018. On estime ce flux à 0,175 Mt $\pm 30\%$ ($k=2$) ce qui correspond à un peu plus d'un tiers de la quantité de MES qui a transité pendant la même période (janvier 2018). Dans ce cas particulier, le débit solide effectif de sable en suspension était proche de la capacité pour l'une des sections étudiées. Il semblerait en effet que le flux solide en sable sur cette section soit contrôlé par la section de plus faible capacité de transport. Lors de cet événement, l'Ain a probablement été le pourvoyeur principal de sable en suspension, à moins qu'un ensemble de dépôts de sable autour de Miribel-Jonage ait été remis en suspension.

Dans cette approche par courbe de tarage sédimentaire par capacité, il serait intéressant de tester d'autres formules comme celles de [Van Rijn \(1984\)](#) ou [Camenen et Larson \(2008\)](#). On peut également progresser sur l'évaluation des incertitudes en évaluant plus finement les erreurs des jaugeages solides et en propageant les incertitudes sur l'évaluation des différentes mesures et paramètres uti-

lisés dans les formules.

Le transport du sable sur le Rhône s'effectue majoritairement sur un lit de graviers et galets souvent pavé. Dans les tronçons étudiés, hors crue, il devient probablement rapidement inférieur à la capacité de transport (pour le sable) du fait des apports irréguliers et insuffisants. Si certains auteurs (Sogreah, 2000c) suspectent que le transport des sables se fait principalement par charriage avec une évacuation vers l'aval relativement lente selon les débits du Rhône, très peu de mesures sont disponibles pour le confirmer.

Les campagnes de jaugeages solides sur le Rhône à Lyon depuis l'hiver 2018 montrent des volumes de sable en suspension qui n'avaient jamais été quantifiés auparavant, seules les opérations de dragages nécessaires régulièrement et les dépôts en lit majeur étaient des indices de la présence de ce transport. Les expérimentations réalisées sur les sites du Haut-Rhône, de la confluence Isère ou de Barcarin ont pu également montrer qu'un apport conséquent en sable pouvait avoir lieu lors des événements de crue ou de chasse créant ponctuellement un transport de sable en suspension important. Ces apports qui créent des dépôts dans certaines zones peuvent avoir des conséquences graves sur la sûreté des ouvrages, la navigation, l'économie et l'environnement.

Vers une hydrologie du sable : peut-on généraliser les courbes de tarage sédimentaires ?

Si sa suspension graduée et intermittente l'a souvent rendu imperceptible, le sable en suspension est bien présent dans le Rhône, parfois dans des proportions importantes, lors d'évènements brefs, quelques jours par an. L'Arve, l'Ain, l'Isère sont ici identifiés comme des pourvoyeurs de sable, soit naturellement soit aidés par les opérations de chasses ou de vidanges des ouvrages. Mais d'autres affluents apportent aussi probablement, au gré des crues et des saisons, des quantités de sable encore inconnues : la Saône, la Drôme, l'Ardèche, la Durance ou le Gardon, et d'autres plus modestes. Ces apports discontinus vont rendre complexes le suivi et l'établissement de courbes de tarage sédimentaires. L'irrégularité des apports de sable depuis l'amont va probablement empêcher la généralisation des courbes par capacité de transport pour le sable en suspension. De plus, on a souvent observé en crue que les pics de concentration en sédiments précédaient le pic de débit liquide indiquant un "tarissement" des sources. Chercher des relations directes, simplificatrices, entre le débit liquide et le débit solide, ne va pas pouvoir permettre la prédiction de ce phénomène, comme de celui des hystérésis (que l'on peut suspecter sur le Rhône à Lyon).

L'utilisation d'une modélisation plus complexe, distribuée dans l'espace, prenant en compte les apports suivant les réactions hydrologiques aux précipitations ou à la température (et la fonte), les saisons et les règles de gestion des ouvrages, permettrait sans doute de mieux prédire les mécanismes qui influencent ce transport. Cependant, cela serait difficile à mettre en œuvre sans une meilleure connaissance des zones de production de sable. Mieux comprendre la temporalité du transport du sable pourra permettre d'affiner les bilans de flux et d'éclairer les décisions de gestion des ouvrages, pour éviter l'ensablement de zones particulières ou simplement faciliter le transit du sable vers l'aval.

Pour compléter cette approche de modélisation et apprendre à mieux connaître les flux de sable sur le Rhône ou ailleurs, une politique de jaugeage solides réguliers est nécessaire. Elle peut permettre de mieux cerner les apports et la fréquence du suivi, mais aussi permettre des comparaisons entre fleuves ou bassins versants. Le suivi pourrait s'accompagner de la mise en place de stations hydrosédimentaires multi-fréquences en continu ou de travaux sur les méthodes de détermination de la concentration témoin pour réduire les temps de mesure et optimiser les protocoles, par le suivi d'une verticale ou d'un point unique dans la section. L'outil GCLAS de l'USGS pourrait aussi permettre l'aide à la construction de séries temporelles de flux de sable évolutives en fonction des résultats des campagnes d'échantillonnages régulières.

On peut enfin se demander si l'augmentation de la fréquence des événements hydrologiques extrêmes associée au changement climatique pourrait s'accompagner d'une recrudescence de phénomènes d'érosion dans les zones de production de sable.

Réflexion sur les données anciennes

Durant cette thèse, un travail de bibliographie approfondi a permis de redécouvrir des publications anciennes ou des auteurs moins cités. Les outils de recherche bibliographique actuels permettent de retrouver de nombreux ouvrages parfois très anciens dans les bases de données disponibles sur le web. Dans ce domaine également, nous avons besoin d'harmoniser les pratiques de numérisation, d'archivage, de recherche, de fusion des bases de données, pour permettre à chacun d'accéder à ces connaissances universelles. Mettre à disposition librement les données, les rapports anciens ne déstabilisera sans doute pas la puissance des industriels ou le savoir faire des bureaux d'étude.

Certaines données, certains savoirs, sont sans doute à portée de main dans quelques archives de services ou de collectivités. Ainsi dans le domaine qui nous intéresse ici, les archives des Bouches-du-Rhône conservent des documents que nous n'aurons pas eu le temps de redécouvrir, notamment plusieurs documents attribués à l'ingénieur en chef Raymond Gorsse, pionnier de la mesure hydrosédimentaire sur le Rhône au début du XIX^e siècle. Dans les travaux de François (1937), inspecteur général d'histoire-géographie, il est question des données d'Alexandre Charles Surrel, auxquelles il a eu accès, peut-être aux archives des Ponts et Chaussées pour lesquels Surrel était ingénieur des travaux sur les projets autour du Rhône. Plus récemment, les rapports d'André Lorgeré (1957) ingénieur à Sogreah sont introuvables, ils sont pourtant probablement parmi les seules traces de mesures spécifiques du sable en suspension sur le Rhône durant cette période. Plusieurs estimations récentes les citent, parfois sans en avoir identifié l'auteur. Peut-être sont-elles dans les archives du Génie Rural du Gard, commanditaire de ces études.

On trouve par ailleurs dans de nombreux rapports anciens la plupart des données utilisées, sous forme de tableaux sur des dizaines de pages parfois. Cette mémoire, cette traçabilité, s'est perdue dans nos bases de données numériques. Pourtant, à l'heure de la qualité, de l'amélioration continue, chaque institut, chaque entreprise se vante de tout documenter, de tout tracer, mais il n'est pas certain que la gestion actuelle par l'urgence permette de progresser dans ce domaine et d'assurer vraiment la pérennité des données, du contexte de leur acquisition et des rapports. On retrouve dans les *data paper* et dans certaines bases de données cette volonté de traçabilité, de mémoire, il faut les développer et les encourager. Il faut également soutenir les actions de *data rescue* sur les

sédiments et le sable ou la numérisation des documents récents dont les fichiers informatiques se sont perdus.

Collaborations et projets à venir

Depuis plusieurs années, notamment à partir du programme OSR 4 (2015-2017), le sable est devenu l'un des sujets de recherche d'actualité sur le Rhône avec le suivi d'évènements décrits en partie dans le chapitre 3. D'autres actions ont été initiées, notamment en partenariat avec CNR, EDF et INRAE pour mettre en place un protocole de suivi des chasses de la Basse-Isère afin de mieux comprendre et de limiter les dépôts à la confluence avec le Rhône lors de ces évènements.

Une thèse sur la dynamique sableuse dans la Basse-Isère jusqu'au Rhône (2020-2023) va démarrer avec l'objectif de mieux qualifier et quantifier la dynamique des sables sur ce secteur en amont et en aval des barrages et jusqu'à la confluence Rhône-Isère. Ce travail va répondre à plusieurs enjeux. Tout d'abord pour mieux comprendre la dynamique du sable sur ce secteur, un volet expérimental, avec l'application de méthodes acoustiques de mesure des flux de sable calibrées par des campagnes de prélèvements et l'étude des évolutions bathymétriques. La dynamique complexe des évènements sur l'Isère, avec des concentrations importantes en fines, du sable en suspension et une composante de charriage toujours difficile à quantifier. Seul les flux de limons et argiles sont suivis actuellement en continu, des campagnes ponctuelles ont montré l'intérêt des approches qui combinent des prélèvements dans les différents compartiments du transport, notamment pour la suspension graduée et le charriage. Les mesures acoustiques quant à elle ont fait l'objet de développements récents sur l'atténuation et la rétro-diffusion acoustique, dans le cadre de plusieurs thèses (Moore, 2011; Vergne, 2018). On a ainsi progressé sur le traitement des signaux multi-fréquences. La collaboration avec l'USGS est sur ce point un atout pour mettre au point plus efficacement les futures stations de suivi acoustique en continu. En effet, l'équipe du GCMRC a mis en place depuis une dizaine d'années des stations multi-fréquences pour le suivi du sable en suspension en continu sur le Colorado. Le second enjeu en lien avec cette thèse concerne la gestion des ouvrages de régulation à Bourg-lès-Valence lors des chasses des aménagements de la Basse-Isère. L'objectif sera de mieux comprendre la morphodynamique de la confluence en combinant les enseignements des mesures réalisées et la modélisation du secteur. Ce deuxième enjeu vise à identifier des consignes d'exploitation permettant de favoriser le transport sédimentaire. Dans le cadre de cette thèse, le dimensionnement de la première station hydro-acoustique sur l'Isère à Grenoble est en cours et va s'accompagner de la mise en place d'un protocole de prélèvement régulier de la suspension graduée afin de commencer à produire des données et des flux de sable en suspension sur l'Isère.

Le programme OSR 6 (2021-2023) prévoit de compléter les connaissances sur le fonctionnement hydro-sédimentaire du fleuve notamment par une meilleure quantification de la charge sableuse. Pour compléter des connaissances qui sont actuellement très fragmentées temporellement et spatialement, des efforts sont nécessaires pour évaluer en continu la charge de fond, en particulier pour les sables, et pour mieux comprendre la dynamique hydro-sédimentaire du fleuve. Plusieurs actions sont proposées pour progresser sur ces points. La thèse sur la dynamique sableuse de l'Isère sera une contribution importante de ce volet. Ces deux projets sont le fruit d'une collaboration forte sur le sujet avec la CNR et EDF. De nouveaux développements métrologiques ambitieux sont également proposés avec la mise au point d'un drone aquatique équipé d'un Aquascap (profileur

multi-fréquences) pour étudier la faisabilité de jaugeages solides automatisés. Ce nouveau type de déploiement sera testé dans différentes configurations et comparé à des mesures par prélèvement. Sur le Haut-Rhône, une campagne de mesures multi-outils est aussi prévue en aval du barrage de Génissiat durant l'APAVÉR 2021. Ces efforts de développements métrologiques et de mesures auront pour objectif final de valider les méthodes et de confirmer l'intérêt de la mise en place de stations hydro-acoustiques sur les secteurs stratégiques du bassin versant. D'autres efforts sont à mener plus en amont sur les bassins versants, au plus près des zones de production, pour mieux comprendre les déplacements du sable dans les torrents et rivières plus dynamiques. Les efforts de mesure sur le Rhône vont continuer également avec l'aide notamment d'un nouveau bateau de prélèvement à INRAE, équipé pour déployer des préleveurs isocinétiques. Ce moyen de déploiement offre de nouvelles possibilités de mesure et de collaboration avec nos partenaires en France pour déployer des chaînes d'instruments ou effectuer des campagnes de mesures lors d'événements hydrologiques particuliers. Les missions internationales dans différents contextes et le partage de connaissances avec les équipes partenaires permettent de faire progresser nos pratiques et il est important de continuer à construire des projets ensemble.

Le sable peut être aussi un milieu de vie protecteur, lieu de nombreuses interactions avec les populations de poissons, d'invertébrés mais aussi les végétaux. Ce milieu en perpétuel mouvement est aussi en danger dans les cours d'eau, les deltas, les plages. Étudier les interactions entre sa dynamique et l'écologie des milieux peut être particulièrement intéressant et permettre aussi de nouveaux éclairages de gestion, par exemple sur les tronçons de Rhône court-circuités qui sont souvent des refuges pour les espèces.

Dans des cours d'eau soumis sans cesse à de nouvelles pressions humaines, les travaux sur l'exploration de la section par échantillonnage et cette recherche à obtenir une image représentative du flux global dans la section peuvent aussi servir à surveiller d'autres éléments que le sable (les plastiques, les molécules pharmaceutiques, les polluants industriels, urbains, agricoles...).

D'autres projets et collaborations en France et à l'étranger au travers des réseaux OZCAR de la ZABR de l'OTHU de l'université EUR H₂O ou de nouvelles opportunités qui naîtront de la création d'INRAE, permettront sans aucun doute de poursuivre ces recherches afin de mieux comprendre, mieux quantifier les flux jusqu'à la mer.

A

Bibliographie

Bibliographie

- AARDOOM, J. H. (2006). Quantification of sediment concentrations and fluxes from ADCP measurements. In *38th Texas A&M University Engineering - Dredging seminar*. 68
- ABOTT, J. et FRANCIS, J. (1977). Saltation and suspension trajectories of solid grains in a water stream. *Philos. Trans. R. Soc. London A.*, 284:225–254. 8
- AFNOR NF EN 872 (2005). Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre. *Association Française de Normalisation, La Plaine Saint Denis, France*. 16p. 110, 119, 144, 145, 151, 154, 155, 159, 160, 162, 163, 165, 251
- AFNOR NF T90-105 (1997). Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par centrifugation. *Association Française de Normalisation, La Plaine Saint Denis, France*. 10p. 155
- AGRAWAL, Y. et HANES, D. (2015). The implications of laser-diffraction measurements of sediment size distributions in a river to the potential use of acoustic backscatter for sediment measurements. *Water Resources Research*, 51(11):8854–8867. 28, 52
- ALLEN, P. B. (1976). *The modified Chickasha sediment sampler*, volume 107. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture. 60
- ALLEN, P. B. et PETERSEN, D. (1981). A study of the variability of suspended sediment measurements. *Erosion and Sediment Transport Measurement*, (133):203–211. 60, 137, 201
- ALLEN, P. B. et WELCH, N. (1967). Sediment transport of streams in the Washita River basin in Caddo and Grady Counties, Oklahoma. *Water Resources Research*, 3(3):777–784. 137
- ANDRÉ, R. (2018). Communication personnelle. *Lyon Métropole*. 125
- ANTOINE, G. (2013). *Dynamique des matériaux en suspension (MES) le long de rivières aménagées de montagne : exemple de l'Arc en Maurienne de l'Isère*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble. 21
- ANTONELLI, C. (2002). *Flux sédimentaires et morphogénèse récente dans le chenal du Rhône aval*. Thèse de doctorat, Aix-Marseille 1. 9, 16, 19, 95, 106
- ANTONELLI, C., PROVANSAL, M. et VELLA, C. (2004). Recent morphological channel changes in a deltaic environment. the case of the Rhône River, France. *Geomorphology*, 57(3-4):385–402. 105
- APHA SM 2540D (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Water Works Association and the Water Environment Federation, Washington, D.C.*, 19th Ed.:541p. 10, 154, 155, 156, 157, 160, 161
- ARMIJOS, E., CRAVE, A., ESPINOZA, J. C., FILIZOLA, N., ESPINOZA-VILLAR, R., AYES, I., FONSECA, P., FRAIZY, P., GUTIERREZ, O., VAUCHEL, P. *et al.* (2020). Rainfall control on amazon sediment flux : synthesis from 20 years of monitoring. *Environmental Research Communications*, 2(5):051008. 232
- ARMIJOS, E., CRAVE, A., ESPINOZA, R., FRAIZY, P., SANTOS, A. D., SAMPAIO, F., DE OLIVEIRA, E., SANTINI, W., MARTINEZ, J., AUTIN, P., PANTOJA, N., OLIVEIRA, M. et FILIZOLA, N. (2017). Measuring and modeling vertical gradients in suspended sediments in the Solimões /Amazon River. *Hydrological Processes*, 31(3):654–667. 28, 31, 57, 58, 66, 155, 202, 205
- ARNAUD-FASSETTA, G., QUISSERNE, D. et ANTONELLI, C. (2003). Downstream grain-size distribu-

- tion of surficial bed material and its hydro-geomorphological significance in a large and regulated river : the Rhône River in its delta area (France)/Distribution granulométrique longitudinale des dépôts de fond superficiels et sa signification hydro-géomorphologique dans un grand fleuve chenalisé : le Rhône dans son aire deltaïque (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 9(1):33–49. [129](#)
- ARTELIA (2012). Définition d'un programme de restauration hydraulique, hydromorphologique et écologique du Rhône à Miribel Jonage. *Gestion des crues et du transit sédimentaire*. [101](#), [102](#)
- ASSELMAN, N. (2000). Fitting and interpretation of sediment rating curves. *Journal of Hydrology*, 234(3-4):228–248. [227](#)
- ASTM D3977 (2007). Standard test method for determining sediment concentration in water samples. *ASTM International*, (D3977-97R07):6p. [10](#), [83](#), [110](#), [155](#), [156](#), [157](#), [159](#), [160](#), [161](#), [162](#)
- ATMANE, D. (2012). Les essais interlaboratoires en hydrométrie : analyse des campagnes de mesures réalisées et amélioration du protocole. Mémoire de D.E.A., Université de Nancy. [194](#)
- ATTARD, M., VENDITTI, J. et CHURCH, M. (2014). Suspended sediment transport in Fraser River at Mission, British Columbia : New observations and comparison to historical records. *Canadian Water Resources Journal*, 39(3):356–371. [9](#), [72](#), [140](#)
- BABONAUX, Y. (1970). *Le lit de la Loire : étude d'hydrodynamique fluviale*. Bibliothèque Nationale Paris. [53](#)
- BAËFF, B. (1891). *Les eaux de l'Arve : recherches de géologie expérimentale sur l'érosion et le transport dans les rivières torrentielles ayant des affluents glaciaires*. Thèse de doctorat, Université de Genève. [14](#), [17](#)
- BAGNOLD, R. (1966). An approach of sediment transport model from general physics. *US Geological Survey Prof. Paper*. [36](#), [198](#)
- BAILARD, J. A. (1981). An energetics total load sediment transport model for a plane sloping beach. *Journal of Geophysical Research : Oceans*, 86(C11):10938–10954. [45](#)
- BARANYA, S. et JÓZSA, J. (2013). Estimation of suspended sediment concentrations with adcp in Danube River. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 61(3):232–240. [59](#)
- BARBIERO, C., BOUCHARD, J. P., PEREIRA, A. et POIREL, A. (2003). L'expérience d'Electricité de France dans la gestion du transport solide au droit des retenues. In *Comité Français des Grands Barrages (CFBR) et Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD). Colloque Barrages et développement durable en France, Paris*, pages 191–211. [17](#)
- BAUMGARTEN, M. (1848). Navigation fluviale, Garonne. In *Annales des Ponts et Chaussées, Mémoires et Documents*, pages 1–157. [14](#), [17](#), [19](#)
- BDOH (2019). Base de Données des Observatoires en Hydrologie, <https://bdoh.irstea.fr/>. [109](#)
- BELAID, S. (2006). Définition d'un protocole de vérification de capteurs limnimétriques à l'aide d'un banc d'essais. Rapport technique 77 p., IUT de Saint-Etienne. DUT Mesures Physiques. [143](#)
- BENKE, A. C. et CUSHING, C. E. (2011). *Rivers of North America*. Elsevier. [84](#)
- BERAUD, C. (2012). *Modélisation numérique des impacts de recharges sédimentaires en rivière aménagée. Cas du Vieux-Rhin entre Kembs et Breisach*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1. [21](#)
- BERTHOIS, L. (1955). Apports sédimentaires en suspension dans la Loire pendant l'année 1954. *Comptes Rendu de l'Académie des Sciences*, 211:814–816. [19](#), [228](#)
- BERTHOIS, L. et MORIZE, J. (1960). Première évaluation du débit solide total de la Loire. *Comptes Rendu de l'Académie des Sciences*, 252:1543–1545. [9](#), [19](#)
- BETHEMONT, J. (1998). *Le thème de l'eau dans la vallée du Rhône*. Université de Saint-Etienne.

- BEVERAGE, J. P. (1987). Determining true depth of samplers suspended in deep, swift rivers. Rapport technique, FISP. [142](#)
- BEVERAGE, J. P. et FUTRELL, J. C. (1986). *Comparison of flume and towing methods for verifying the calibration of a suspended-sediment sampler*. Numéro 86-4193. United State Geological Survey. [149](#)
- BEVERAGE, J. P. et WILLIAMS, D. T. (1989). Comparison : US P-61 and Delft sediment samplers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 115(12):1702–1706. [55](#)
- BLÖSCHL, G., BIERKENS, M. F., CHAMBEL, A., CUDENNEC, C., DESTOUNI, G., FIORI, A., KIRCHNER, J. W., MCDONNELL, J. J., SAVENIJE, H. H., SIVAPALAN, M. *et al.* (2019). Twenty-three unsolved problems in hydrology (uph)—a community perspective. *Hydrological Sciences Journal*. [20](#)
- BOLDT, J. A. (2015). From mobile ADCP to high-resolution SSC : a cross-section calibration tool. *In 3rd Joint Federal Interagency Conference on Sedimentation and Hydrologic Modeling*, pages 1258–1260, Reno, Nevada. [68](#), [140](#), [220](#)
- BOLTON, P. (1983). Sediment discharge measurement and calculation. Rapport technique OD/TN2, Hydraulics Research - Wallingford. [59](#)
- BOUCHEZ, J., MÉTIVIER, F., LUPKER, M., MAURICE, L., PEREZ, M., GAILLARDET, J. et FRANCE-LANORD, C. (2011). Prediction of depth-integrated fluxes of suspended sediment in the Amazon River : Particle aggregation as a complicating factor. *Hydrological processes*, 25(5):778–794. [58](#), [142](#), [202](#)
- BOUDET, L. (2017). *Modélisation du transport sédimentaire lié aux crues et aux tempêtes à l’embouchure du Rhône*. Thèse de doctorat, Université d’Aix-Marseille. [106](#)
- BOURCART, J. (1957). *L’érosion des continents*. Max Leclerc et Cie. [27](#)
- BRANDEIS, A. et MICHEL, D. (2016). Concilier la continuité écologique des cours d’eau avec la préservation des moulins patrimoniaux, la très petite hydroélectricité et les autres usages. Rapport technique, Conseil Général de l’environnement et du développement durable, MEEM. [7](#)
- BRAUDEAU, G. (1951). Quelques techniques pour l’étude et la mesure de débit solide. *La Houille Blanche*, page 243. [18](#)
- BRAVARD, J. (1987). *Le Rhône : Du Léman à Lyon*. La Manufacture. [93](#), [97](#), [107](#)
- BRAVARD, J., GOICHOT, M. et GAILLOT, S. (2013). Geography of sand and gravel mining in the Lower Mekong River. First survey and impact assessment. *EchoGéo*, 26(26). [31](#), [88](#)
- BRAVARD, J., GOICHOT, M. et TRONCHÈRE, H. (2014). An assessment of sediment-transport processes in the Lower Mekong River based on deposit grain sizes, the CM technique and flow-energy data. *Geomorphology*, 207:174–189. [89](#)
- BRAVARD, J. P. et CLÉMENS, A. (2008). *Le Rhône en 100 questions*. ZABR, Zone Atelier Bassin du Rhône. [93](#), [98](#)
- BUNTE, K. et ABT, S. R. (2001). Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel-and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and stream-bed monitoring. *Gen. Tech. Rep.*, 74:428 p. RMRS-GTR-74. Fort Collins, CO : US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. [29](#)
- Bureau of HYDROLOGY, C. (1973). A compilation of references related to sediment measurement and data processing. Rapport technique, Yellow River Conservancy Commission. [12](#)
- BURGEAP (2018). Renouvellement du plan de gestion sédimentaire du Vieux Rhône de Neyron. Rapport technique, Métropole de Lyon - Direction de l’eau. [101](#)

- BURKHAM, D. et DAWDY, D. R. (1980). General study of the modified Einstein method of computing total sediment discharge. Rapport technique, United State Geological Survey. [42](#), [44](#), [75](#)
- BUSCOMBE, D. (2013). Transferable wavelet method for grain-size distribution from images of sediment surfaces and thin sections, and other natural granular patterns. *Sedimentology*, 60(7): 1709–1732. [61](#), [62](#)
- CALLÈDE, J., COCHONNEAU, G., ALVES, F., GUYOT, J.-L., GUIMARÃES, V. et DE OLIVEIRA, E. (2010). Les apports en eau de l'Amazonie à l'Océan Atlantique. *Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science*, 23(3):247–273. [90](#)
- CAMENEN, B. (2007). Simple and general formula for the settling velocity of particles. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(2):229–233. [32](#), [33](#), [40](#)
- CAMENEN, B. (2015). *Dynamique sédimentaire des cours d'eau : expérimentation et modélisation*. Thèse de doctorat, HDR Spécialité : Mécanique, Université Claude Bernard Lyon I. [44](#)
- CAMENEN, B. (2016). Guide technique pour la mesure du transport solide. Rapport technique, AFB. [29](#), [37](#), [45](#)
- CAMENEN, B., ARMIJOS, E., LE COZ, J., PETEUIL, C., FRETAUD, T., DRAMAIS, G., DUSSOUILLEZ, P., MOORE, S., FILIZOLA, N., CRAVE, A. *et al.* (2014a). A simple model to estimate sand transport in large rivers. In *World Large Rivers*, page 13. [232](#), [234](#)
- CAMENEN, B., BAYRAM, A. et MAGNUS, L. (2006). Equivalent roughness height for plane bed under steady flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(11):1146–1158. [34](#)
- CAMENEN, B., DRAMAIS, G., BUFFET, A., THOLLET, F., LE BESCOND, C., LAGOUY, M., BERNI, C. et LE COZ, J. (2018). Estimation of sand suspension in a secondary channel of an alpine river. In *E3S Web of Conferences*, volume 40, page 04014. EDP Sciences. [232](#)
- CAMENEN, B., DRAMAIS, G., LE COZ, J. et TOPPING, D. (2019a). Continuous sand-transport estimation on the Colorado River. In *RCEM 2019*. [232](#)
- CAMENEN, B., HERRERO, A., DRAMAIS, G., THOLLET, F., LE BESCOND, C., PERRET, E. et BERNI, C. (2015). Field experiment on the dynamics of fine sediments over a gravel bar in an alpine gravel-bed river. In *RCEM 2015*. [157](#)
- CAMENEN, B., HOLUBOVA, K., LUKAC, M., LE COZ, J. et PAQUIER, A. (2011). Assessment of methods used in 1d models for computing bed-load transport in a large river : The Danube River in Slovakia. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(10):1190–1199. [16](#), [212](#)
- CAMENEN, B. et LARSON, M. (2007). A unified sediment transport formulation for coastal inlet application. Rapport technique, US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center. [40](#)
- CAMENEN, B. et LARSON, M. (2008). A general formula for noncohesive suspended sediment transport. *Journal of Coastal Research*, 24(3):615–627. [32](#), [39](#), [44](#), [45](#), [168](#), [169](#), [181](#), [211](#), [212](#), [232](#), [233](#), [234](#), [235](#), [237](#), [247](#), [254](#)
- CAMENEN, B., LE COZ, J., DRAMAIS, G., PETEUIL, C., FRETAUD, T., FALGON, A., DUSSOUILLEZ, P. et MOORE, S. (2014b). A simple physically-based model for predicting sand transport dynamics in the Lower Mekong River. pages 2189–2197. [232](#), [233](#)
- CAMENEN, B., NAUDET, G., DRAMAIS, G., LE COZ, J. et PAQUIER, A. (2019b). A multi-technique approach for evaluating sand dynamics in a complex engineered piedmont river system. *Science of The Total Environment*, 657:485–497. [20](#), [37](#), [105](#), [128](#), [204](#), [232](#)
- CAMENEN, B., PERRET, E., HERRERO, A., BERNI, C., THOLLET, F., BUFFET, A., DRAMAIS, G., LE BESCOND, C. et LAGOUY, M. (2016). Estimation of the volume of a fine sediment deposit over a gravel bar during a flushing event. In *Proc. River Flow conference, St Louis, Missouri*,

- USA, pages 533–540. [157](#)
- CAMPBELL, F. B. et BAUDER, H. (1940). A rating-curve method for determining silt-discharge of streams. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 21(2):603–607. [227](#)
- CAPEL, P. D. et LARSON, S. J. (1996). Evaluation of selected information on splitting devices for water samples. *Water Resources Investigation Rep*, pages 95–4141. [153](#)
- CARDOSO, A., GRAF, W. et GUST, G. (1989). Uniform flow in a smooth open channel. *Journal of Hydraulic Research*, 27(5):603–616. [34](#)
- CARDOSO, A. et NEVES, G. O. (1994). Prévion du transport solide total. Evaluation de formules existantes. *La Houille Blanche*, (4):13–22. [45](#)
- CEMAGREF (1981). Mesure rapide des M.E.S.- Méthode dite de la « crêpe ». Rapport technique, Cemagref. 33p. [157](#)
- CEREMA (2018). Rétrospective des dragages fluviaux en France. Rapport technique, Cerema. [7](#)
- CHANSON, H. (2004). *Hydraulics of Open Channel Flow*. Elsevier Science. [34](#)
- CHEN, C. (1991). Unified theory on power laws for flow resistance. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(3):371–389. [34](#)
- CHENG, N. S. (2007). Power-law index for velocity profiles in open channel flows. *Advances in water Resources*, 30(8):1775–1784. [205](#)
- CHURCH, M. (2006). Bed material transport and the morphology of alluvial river channels. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 34:325–354. [198](#)
- CLARK, S. E. et PITT, R. (2008). Comparison of stormwater solids analytical methods for performance evaluation of manufactured treatment devices. *Journal of Environmental Engineering*, 134(4):259–264. [157](#)
- CLARK, S. E. et SIU, C. (2007). Measuring solids concentration in stormwater runoff : Comparison of analytical methods. *Environmental science & technology*, 42(2):511–516. [157](#)
- CLAUDE, N., RODRIGUES, S., BUSTILLO, V., BRÉHÉRET, J., MACAIRE, J. . et JUGÉ, P. (2012). Estimating bedload transport in a large sand-gravel bed river from direct sampling, dune tracking and empirical formulas. *Geomorphology*, 179:40–57. [16](#)
- CNR (1989). Concession d’aménagement de mise en valeur et d’utilisation des berges du Rhône - Etude de l’ensablement des berges entre les pont De Lattre de Tassigny et de la Guillotière. Rapport technique, Compagnie Nationale du Rhône - Communauté Urbaine de Lyon. [102](#), [125](#), [228](#)
- CNR (1991). Traversée de Lyon - Désensablement des berges en rive gauche du Rhône. Rapport technique, Compagnie Nationale du Rhône - Communauté Urbaine de Lyon. [102](#), [125](#)
- COHN, T. A., DELONG, L. L., GILROY, E. J., HIRSCH, R. M. et WELLS, D. K. (1989). Estimating constituent loads. *Water resources research*, 25(5):937–942. [228](#)
- COHN, T. A., KIANG, J. E. et MASON JR, R. R. (2012). Estimating discharge measurement uncertainty using the interpolated variance estimator. *Journal of Hydraulic Engineering*, 139(5): 502–510. [48](#), [289](#)
- COLBY, B. (1964). *Discharge of sands and mean-velocity relationships in sand-bed streams*. US Government Printing Office. [199](#), [227](#)
- COLBY, B. R. (1957). Relationship of unmeasured sediment discharge to mean velocity. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(5):708–717. [201](#)
- COLBY, B. R., HEMBREE, C. H. *et al.* (1955). Computations of total sediment discharge, Niobrara River near Cody, Nebraska. Rapport technique, United State Geological Survey. [74](#), [75](#)

- COLES, D. (1956). The law of the wake in the turbulent boundary layer. *Journal of Fluid Mechanics*, 1(2):191–226. [34](#)
- COLLET, C. (1953). Les moyens mis en œuvre en Tunisie pour l'étude des crues de la Medjerdah. *La Houille Blanche*, (3):395–408. [53](#)
- COLLET, L. W. (1925). Les lacs. leur mode de formation. leurs eaux. leur destin. Eléments d'hydro-géologie. *Gaston Doïn, Paris*, page 320 p. [17](#)
- COLOMBANI, J., FRITSCH, J. et SUSINI, J. (1981). Dispositif de prélèvement automatique d'un échantillon moyen de transport solide en suspension ponderé en fonction du débit, et dispositif de mesure par électrodes spécifiques des concentrations en solutes. *Erosion and Sediment Transport Measurement*. [18](#)
- CORNILLON, H. (1854). *La Mer à Arles*. impr. J. Cerf. [15](#)
- COUETTE, A. (2020). arenophile.net. *Association Française d'Arénophilie*. [4](#)
- COURTOIS, G. (1966). Les traceurs radio-actifs en sédimentologie : application à la dynamique fluviale. *Revue Géographique de l'Est*, 6(3):329–344. [74](#)
- CRICKMORE, M. et TEAL, C. (1981). Recent developments in pump samplers for the measurement of sand transport. In *Erosion and Sediment Transport Measurement*, numéro IAHS Publ. no. 133. de Proceedings of the Florence Symposium, June 1981, pages 123–130. [59](#)
- CURTIS, W. F., MEADE, R. H., NORDIN, C. F., PRICE, N. B. et SHOLKOVITZ, E. R. (1979). Non-uniform vertical distribution of fine sediment in the Amazon River. *Nature*, 280(5721):381. [12](#), [36](#)
- CZUBA, J. A., STRAUB, T. D., CURRAN, C. A., LANDERS, M. N. et DOMANSKI, M. M. (2015). Comparison of fluvial suspended-sediment concentrations and particle-size distributions measured with in-stream laser diffraction and in physical samples. *Water Resources Research*, 51(1):320–340. [52](#), [64](#)
- D'ARCET, J. (1776). *Discours en forme de dissertation sur l'état actuel des montagnes des Pyrénées, et sur les causes de leur dégradation*. Paris. [13](#)
- DARDEAU, E. A. et CAUSEY, E. M. (1990). Downward trend in Mississippi River suspended-sediment loads : Potamology program (p-1) : Report 5. Rapport technique, US Army Engineer. [15](#)
- DAVIS, B. E. (2005). *A guide to the proper selection and use of federally approved sediment and water-quality samplers*. US Department of the Interior, US Geological Survey. [53](#)
- DEGOUTTE, G. (2010). Cours d'hydraulique, dynamique et morphologie fluviale. *Université de Paris VI*. [36](#)
- DELESTRAC, D. (2013). Le sable - Enquête sur une disparition. ARTE. (Documentaire - 74 min). [1](#)
- DESPAX, A., LE COZ, J., HAUET, A., MUELLER, D. S., ENGEL, F. L., BLANQUART, B., RENARD, B. et OBERG, K. A. (2019). Decomposition of uncertainty sources in acoustic doppler current profiler streamflow measurements using repeated measures experiments. *Water Resources Research*. [49](#), [202](#), [290](#)
- DESPAX, A., PERRET, C., GARÇON, R., HAUET, A., BELLEVILLE, A., LE COZ, J. et FAVRE, A. (2016). Considering sampling strategy and cross-section complexity for estimating the uncertainty of discharge measurements using the velocity-area method. *Journal of Hydrology*, 533:128–140. [220](#)
- DETERT, M. et WEITBRECHT, V. (2013). User guide to gravelometric image analysis by basegrain. In *12th International Symposium on River Sedimentation (ISRS)*, pages 165–165. [62](#)

- DIETRICH, W. E. (1982). Settling velocity of natural particles. *Water resources research*, 18(6):1615–1626. [32](#)
- DIJKMAN, J. (1978). Some characteristics of usp-61 and delft bottle suspended sediment samplers. *Engineer thesis, Delft, NL.*, page 211p. [52](#), [55](#), [152](#)
- DIJKMAN, J. (1981). Investigation of characteristic parameters of Delft bottle. Rapport technique Report S362, Delft Hydraulics Laboratory. [54](#), [55](#)
- DIJKMAN, J. et MILISIC, V. (1982). Investigations on suspended sediment samplers based on measurements in the danube river, may 1979. *Delft Hydraulics Laboratory and Jaroslav Cemi Institute*. [56](#), [74](#), [194](#), [252](#)
- DINEHART, R. et BURAU, J. (2005). Repeated surveys by acoustic doppler current profiler for flow and sediment dynamics in a tidal river. *Journal of hydrology*, 314(1-4):1–21. [67](#)
- DRAMAIS, G. (2011). Quantification des incertitudes d'un jaugeage par profileur acoustique à effet Doppler. Mémoire de D.E.A., Ecole d'ingénieurs du Cnam. [47](#), [48](#), [139](#), [289](#)
- DRAMAIS, G., BLANQUART, B., LE COZ, J., PIERREFEU, G., HAUET, A., ATMANE, D. et POBANZ, K. (2014). Les essais inter laboratoires en hydrométrie, méthodologie et cas d'applications. *La Houille Blanche*, 1(5):17–23. [22](#), [47](#), [194](#), [289](#)
- DRAMAIS, G., BRANGER, F., LE COZ, J. et RIBOT-BRUNO, J. (2005). Contrôle, mise en œuvre et suivi des capteurs autonomes DIVER. Rapport technique, Cemagref. [143](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B. et LE COZ, J. (2017). Comparaison de méthodes pour l'analyse des matières en suspension dans les cours d'eau, en présence de sable. *In Transport Sédimentaire et Morphodynamique des Rivières*. [136](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B. et LE COZ, J. (2018a). Comparaison de méthodes pour la mesure des matières en suspension dans les cours d'eau, en présence de sable. *La Houille Blanche*, 2018(5-6):96–105. [32](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B., LE COZ, J., PETEUIL, C. et FRETAUD, T. (2015). Discharge and sediment measurements in the Middle Mekong River - August 2013 - Field measurement between Luang Prabang and Xayaburi. Rapport technique, Irstea. 56 p. [22](#), [32](#), [47](#), [83](#), [89](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B., LE COZ, J., PIERREFEU, G., PETEUIL, C. et FRETAUD, T. (2018b). Observation and modeling of sand fluxes in the Rhône river during a flood. *In AGU Fall Meeting*, page 1. [21](#), [235](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B., LE COZ, J., THOLLET, F., LE BESCOND, C., LAGOY, M., BUFFET, A. et LACROIX, F. (2018c). Comparison of standardized methods for suspended solid concentration measurements in river samples. *In River Flow 2018 : 9th International Conference on Fluvial Hydraulics*, pages 8–p. [136](#)
- DRAMAIS, G., CAMENEN, B., LE COZ, J., TOPPING, D. J., PETEUIL, C. et PIERREFEU, G. (2019). A physically based method of combining adcp velocity data with point samples to compute suspended-sand discharge, application to the Rhone River, France. *In SEDHYD conference*, page 13. [48](#), [136](#), [183](#), [198](#)
- DRAMAIS, G., DUSSOUILLEZ, P., MOORE, S., LE COZ, J. et CAMENEN, B. (2013). Study of the sediment fluxes of the Lower Mekong River 2012 September 25 to October 6th field mission. Rapport technique. 73 p. [22](#), [63](#), [89](#)
- DRAMAIS, G., HENRY, E., NAUDET, G., THOLLET, F., LAGOY, M., BUFFET, A., HAUET, A., LEHMANN, E., KENNEL, R., LE COZ, J. et CAMENEN, B. (2018d). Quantification de la charge sableuse à chancy, bognes et champagneux durant l'APAVÉR. *Livrable OSR4*, (I.1):46. [110](#)

- DRAMAIS, G., LE COZ, J., CAMENEN, B. et PIERREFEU, G. (2020). Sampling suspended sand in rivers using instantaneous horizontal bottle samplers : a comparison against other techniques. *River Flow 2020 : 10th International Conference on Fluvial Hydraulics*, page 8. [143](#), [146](#), [166](#), [201](#), [219](#)
- DRAMAIS, G., ROTARU, E., LE COZ, J. et CHASTAN, B. (2006). Testing adcp potential for suspended-load measurements in rivers. *RDI ADCPs in Action, Cannes*. [54](#), [68](#)
- DUGUÉ, V., WALTER, C., ANDRIES, E., LAUNAY, M., LE COZ, J., CAMENEN, B. et FAURE, J. (2015). Accounting for hydropower schemes operation rules in the 1d hydrodynamic modeling of the rhône river from lake geneva to the mediterranean sea. *In E-proceedings of the 36th IAHR World Congress*, volume 28. [94](#), [124](#)
- DUPOUY, P. (1998). Suivi des matières en suspension du Rhône à Arles. *EDF - Agence de l'eau*. [18](#), [19](#), [144](#)
- DUVAL, M., CAMPANA, I., GUILARTE, V., MIGUENS, L., IGLESIAS, J. et SIERRA, S. G. (2015). Assessing the uncertainty on particle size and shape : Implications for esr and osl dating of quartz and feldspar grains. *Radiation Measurements*, 81:116–122. [28](#)
- EDWARDS, T. K. et GLYSSON, G. D. (1999). *Field methods for measurement of fluvial sediment*. US Geological Survey. [11](#), [51](#), [60](#), [72](#), [137](#), [199](#)
- EINSTEIN, H. (1950). The bed-load function for sediment transportation in open channel flows. *Department of Agriculture Soil Conservation Service, Washington*. [IX](#), [XI](#), [26](#), [40](#), [42](#), [43](#), [44](#), [74](#), [75](#), [198](#), [202](#)
- EISMA, D. (1986). Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries. *Netherlands Journal of Sea Research*, 20(2-3):183–199. [27](#)
- ELLENBERGER, F. (1977). La théorie de la Terre d'Henri Gautier : documents sur la naissance de la science de la Terre. *Histoire et Nature - n 9-10*. [13](#), [15](#)
- ELLIS, T. G., EMERY, C. E., HERSCHEL, C., WOOD, V. et FANNING, J. T. (1878). The causes of the maximum velocity of water flowing in open channels being below the surface, and also on the flow of water in pipes under pressure. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, VII:122–130. [34](#)
- ENGELUND, F. et HANSEN, E. (1967). A monograph on sediment transport in alluvial streams. *Technical University of Denmark Østervoldgade 10, Copenhagen K*. [45](#), [232](#), [235](#), [237](#), [242](#), [243](#), [244](#), [245](#), [246](#)
- ESPINOZA-VILLAR, R., MARTINEZ, J.-M., ARMIJOS, E., ESPINOZA, J.-C., FILIZOLA, N., DOS SANTOS, A., WILLEMS, B., FRAIZY, P., SANTINI, W. et VAUCHEL, P. (2018). Spatio-temporal monitoring of suspended sediments in the solimões river (2000–2014). *Comptes Rendus Geoscience*, 350(1-2):4–12. [205](#)
- EYLER, B. (2019). *Last Days of the Mighty Mekong*. Zed Books Ltd. [88](#)
- FERET, L. (1931). La grosseur des grains. *Assoc. Intern. Essais Math. D*, 2. [27](#)
- FERGUSON, R. (1986). River loads underestimated by rating curves. *Water resources research*, 22(1):74–76. [228](#)
- FERRY, L., MIETTON, M., MUTHER, N., MARTIN, D., COULIBALY, N., LAVAL, M., BASSELOT, F., COULIBALY, Y. C., COLLIERIE, M. et CROIX, K. (2012). Extraction de sables et tendance à l'incision du Niger supérieur (Mali). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 18(3):351–368. [16](#)
- FETTWEIS, M., RIETHMÜLLER, R., VERNEY, R., BECKER, M., BACKERS, J., BAEYE, M., CHAPALAIN, M., CLAEYS, S., CLAUS, J., COX, T. *et al.* (2019). Uncertainties associated with in

- situ high-frequency long-term observations of suspended particulate matter concentration using optical and acoustic sensors. *Progress in Oceanography*, page 102162. [67](#)
- FILIZOLA, N. (2003). *Transfert sédimentaire actuel par les fleuves amazoniens*. Thèse de doctorat, Toulouse 3. [205](#)
- FILIZOLA, N. et GUYOT, J. (2004). The use of Doppler technology for suspended sediment discharge determination in the River Amazon. *Hydrological Sciences Journal*, 49(1):143–154. [16](#), [58](#), [67](#), [149](#), [150](#), [201](#)
- FILIZOLA, N. et GUYOT, J. L. (2009). Suspended sediment yields in the Amazon basin : an assessment using the Brazilian national data set. *Hydrological Processes : An International Journal*, 23(22):3207–3215. [205](#)
- FILIZOLA, N., SEYLER, F., MOURÃO, M. H., ARRUDA, W., SPÍNOLA, N. et GUYOT, J. L. (2009). Study of the variability in suspended sediment discharge at Manacapuru, Amazon River, Brazil. *Latin American journal of sedimentology and basin analysis*, 16(2):93–99. [92](#), [205](#)
- FISP (1940). Measurements and analysis of sediment loads in streams. field practice and equipment used in sampling suspended sediment. Rapport technique Report N°1, Federal Interagency Sedimentation Project, St. Paul Engineer District Sub-office Hydraulic Laboratory, University of Iowa, Iowa City, Iowa. [15](#), [16](#), [49](#), [54](#), [57](#), [65](#)
- FISP (1941a). Analytical study of methods of sampling suspended sediment. Rapport technique Report No. 3, Federal Interagency Sedimentation Project. [137](#), [166](#)
- FISP (1941b). Laboratory investigation of suspended-sediment samplers. Rapport technique Report No. 5, Federal Interagency Sedimentation Project. [56](#), [57](#), [136](#), [137](#), [138](#), [181](#), [252](#)
- FISP (1941c). Methods of analyzing sediment samples. Rapport technique Report No. 4, Federal Interagency Sedimentation Project. [145](#)
- FISP (1944). Comparative field tests on suspended-sediment samplers. Rapport technique Report C, Federal Interagency Sedimentation Project. [200](#), [201](#)
- FISP (1952). The design of improved types of suspended sediment samplers. Rapport technique Report No. 6, Federal Interagency Sedimentation Project. [137](#)
- FISP (2003). The us d-96 : An isokinetic suspended-sediment/water-quality collapsible bag sampler. the US D-96-A1 : a lightweight version of the US D-96. Rapport technique Report No : PP Addendum II, Federal Interagency Sedimentation Project. [137](#)
- FISP (2011). US P-6 Point Integrating Suspended-Sediment Sampler. *Federal Interagency Sedimentation Project (FISP) Technical Committee Memorandum 2011.01*. [54](#), [55](#)
- FOSTER, I., MILLINGTON, R. et GREW, R. (1992). The impact of particle size controls on stream turbidity measurement ; some implications for suspended sediment yield estimation. *Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins*, 210:51–62. [65](#)
- FOURNIER, F. (1962). Mesure de l'érosion principes de base et incidence de l'instrumentation nouvelle sur l'établissement des réseaux de mesure. *Bureau Interafricain des sols*, 57:343–356. [54](#)
- FRANÇOIS, L. (1937). Etude sur l'évolution actuelle des côtes de camargue. [15](#), [17](#), [256](#)
- FREY, P. (2008). *Transport solide par charriage à différentes échelles. Application aux cours d'eau de montagne*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble Alpes. [9](#)
- FRINGS, R. M., DÖRING, R., BECKHAUSEN, C., SCHÜTTRUMPF, H. et VOLLMER, S. (2014a). Fluvial sediment budget of a modern, restrained river : The lower reach of the Rhine in Germany. *Catena*, 122:91–102. [9](#)
- FRINGS, R. M., GEHRES, N., PROMNY, M., MIDDELKOOP, H., SCHÜTTRUMPF, H. et VOLLMER, S. (2014b). Today's sediment budget of the Rhine River channel, focusing on the upper Rhine

- graben and Rhenish massif. *Geomorphology*, 204:573–587. 16, 59
- FROLOW, V. (1933). Le transport des matières en suspension dans les cours d'eau de Syrie. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 10(68):63–64. 50
- GARCÍA, C. M., TARRAB, L., OBERG, K., SZUPIANY, R. et CANTERO, M. (2012). Variance of discharge estimates sampled using acoustic doppler current profilers from moving platforms. *Journal of Hydraulic Engineering*, 138(8):684–694. 48, 289
- GARCIA, M. (2008). *Sedimentation Engineering : Processes, Measurements, Modeling, and Practice*. American Society of Civil Engineers. 27
- GARZANTI, E., ANDÒ, S., VEZZOLI, G., MEGID, A. A. A. et EL KAMMAR, A. (2006). Petrology of Nile River sands (Ethiopia and Sudan) : sediment budgets and erosion patterns. *Earth and Planetary Science Letters*, 252(3-4):327–341. 126
- GARZANTI, E., VEZZOLI, G., ANDÒ, S., LAVÉ, J., ATTAL, M., FRANCE-LANORD, C. et DECELLES, P. (2007). Quantifying sand provenance and erosion (marsyandi river, nepal himalaya). *Earth and Planetary Science Letters*, 258(3-4):500–515. 126
- GARZANTI, E., WANG, J.-G., VEZZOLI, G. et LIMONTA, M. (2016). Tracing provenance and sediment fluxes in the irrawaddy river basin (myanmar). *Chemical Geology*, 440:73–90. 126
- GAUTHERON, A. (1994). Incertitudes sur les mesures des matières en suspension en basse durance. *Rapport interne, EDF DTG*. 18, 60, 144
- GAUTIER, H. (1721). *Nouvelles conjectures sur le globe de la Terre*. Cailleau, A. Paris, BNF, R-25848. 13
- GAUTIER, J., RODRIGUES, S., PETERS, J. J., PEETERS, P. et JUGÉ, P. (2008). Transport solide en loire moyenne lors des crues justification des mesures in situ et quantification. *La Houille Blanche*, (5):71–78. 9, 55
- GERGOV, G. (1996). Suspended sediment load of bulgarian rivers. *GeoJournal*, 40(4):387–396. 50, 51
- GIDON, M. (1998). <http://www.geol-alp.com/>. (consulté en septembre 2019). 158
- GILLES, G., LAVAL, F., JOUANNEAU, C., CASSEL, M., DÉPRET, T. et PERRISSIN-FABERT, A. (2018). Diagnostic hydrosédimentaire du Rhône dans l'agglomération de Lyon depuis la confluence avec l'Ain jusqu'au barrage de Pierre-Bénite. In *IS RIVERS*, page 5. IS Rivers 2018, Lyon. 101
- GIOSAN, L., SYVITSKI, J., CONSTANTINESCU, S. et DAY, J. (2014). Climate change : protect the world's deltas. *Nature News*, 516(7529):31. 1, 5
- GIPPEL, C. J. (1995). Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrological processes*, 9(1):83–97. 65
- GITTO, A. B., VENDITTI, J. G., KOSTASCHUK, R. et CHURCH, M. (2017). Representative point-integrated suspended sediment sampling in rivers. *Water Resources Research*, 53(4):2956–2971. 52, 56, 80, 137, 149, 182, 183, 201
- GLYSSON, G. et GRAY, J. (2002). Total suspended solids data for use in sediment studies. In *Proceedings of Turbidity and Other Sediment Surrogates Workshop*. 71, 156, 157
- GLYSSON, G. D. (1987). Sediment-transport curves. Rapport technique, US Geological Survey,. 228
- GLYSSON, G. D. (1989). 100 years of sedimentation study by the. In *Sediment Transport Modeling : Proceedings of the International Symposium*, pages 260–265. 17
- GONZÁLEZ-CASTRO, J. A. et MUSTE, M. (2007). Framework for estimating uncertainty of adcp measurements from a moving boat by standardized uncertainty analysis. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12):1390–1410. 48, 289

- GORDON, J. D. (2000). *US Geological Survey Quality-assurance Project for Sediment Analysis*. US Department of the Interior, US Geological Survey. 145
- GORDON, J. D., NEWLAND, C. A. et GAGLIARDI, S. T. (2000). Laboratory performance in the sediment laboratory quality-assurance project, 1996–98. *Water-Resources Investigations Report*, 99:4184. 145
- GRAF, W. et CELLINO, M. (2002). Suspension flows in open channels ; experimental study. *Journal of hydraulic research*, 40(4):435–447. 37
- GRAF, W. H. (1984). *Hydraulics of sediment transport*. Water Resources Publication. 9, 27, 44
- GRAF, W. H. et ALTINAKAR, M. (1998). *Fluvial hydraulics : Flow and transport processes in channels of simple geometry*. Numéro 551.483 G7. Wiley New York. 74
- GRAF, W. H. et ALTINAKAR, M. S. (2000). Hydraulique fluviale : écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple. *Presses Polytechniques et Universitaire Romandes*, 16. 37
- GRAMS, P. E., SCHMIDT, J. C., WRIGHT, S. A., TOPPING, D., MELIS, T. S. et RUBIN, D. M. (2015). Building sandbars in the grand canyon. *Eos, Earth and Space Science News*, 96:1–11. 204
- GRAND LYON, M. (2017). Plan de gestion pluriannuel des opérations de dragage de la métropole de Lyon. Dragage de la concession du Rhône entre le pont de Lattre de Tassigny. et le pont Lafayette. Rapport technique, Métropole de Lyon. 102
- GRASSO, A., BÉROD, D. et HODEL, H. (2012). Messung und analyse der verteilung von schwebstoffkonzentrationen im querprofil von fließgewässern. *Wasser, Energie, Luft*. 76
- GRASSO, D. A. et JAKOB, A. (2003). Charge de sédiments en suspension : comparaison entre deux méthodes de calcul. *GWA*, 83(12):898–905. 228, 229
- GRAY, J. et GARTNER, J. (2010). Overview of selected surrogate technologies for high-temporal resolution suspended sediment monitoring. *In Proceedings of the 2nd Joint Federal Interagency Conference (June 27–July 1) Las Vegas, NV, USA*. Citeseer. 65, 66, 151
- GRAY, J. et LANDERS, M. (2014). Measuring suspended sediment. *Comprehensive Water Quality and Purification*, 1:157–204. 54, 56, 151, 152
- GRAY, J. R., GLYSSON, G. D., TURCIOS, L. M. et SCHWARZ, G. E. (2000). Comparability of suspended-sediment concentration and total suspended solids data. *US Geological Survey Water-Resources Investigations*, 20(Report 00-4191). 156, 157
- GUERARD, A. et HARCOURT, L. (1885). Mouth of the River Rhone (includes plates). *In Minutes of the Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, volume 82, pages 305–336. Thomas Telford-ICE Virtual Library. 108
- GUERRERO, M., RÜTHER, N., SZUPIANY, R., HAUN, S., BARANYA, S. et LATOSINSKI, F. (2016). The acoustic properties of suspended sediment in large rivers : consequences on adcp methods applicability. *Water*, 8(1):13. 67
- GUERTAULT, L. (2015). *Évaluation des processus hydro-sédimentaires d’une retenue de forme allongée : application à la retenue de Génissiat sur le Haut-Rhône*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Énergétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). 21, 98, 99
- GUILLEMAIN, C. (1934). L’or du Rhône. *Géocarrefour*, (10-1-2):pp. 92–94. 108
- GUO, J. et JULIEN, P. Y. (2004). Efficient algorithm for computing einstein integrals. *Journal of Hydraulic Engineering*, 130(12):1198–1201. 76
- GUO, Q. (2006). Correlation of total suspended solids (TSS) and suspended sediment concentration (SSC) test methods. *Final Rep. Prepared for New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Science, Research, and Technology, Rutgers Dept. of Civil and Environmental*

- Engineering, Piscataway, NJ.* 157
- GUPTA, A. (2007). The Mekong River : morphology, evolution, management. *Large rivers : Geomorphology and management*, pages 435–455. 88, 205
- GURNELL, A., CLARK, M., HILL, C. et GREENHALGH, J. (1992). Reliability and representativeness of a suspended sediment concentration monitoring programme for a remote alpine proglacial river. *In Erosion and Sediment Transport Monitoring in River Basins, Proceedings of the Oslo Symposium*, pages 24–28. IAHS Press Wallingford, Oxfordshire, UK. 56
- GUY, H. P. et NORMAN, V. W. (1970). Field methods for measurement of fluvial sediment. *United State Geological Survey*, Book 3(Chapter C2). 72, 137, 199, 200
- HAIMANN, M., LIEDERMANN, M., PETRA, L. et HABERSACK, H. (2014). An integrated suspended sediment transport monitoring and analysis concept. *International Journal of Sediment Research*, 29(2):135–148. 12
- HARRISON, A. S. (1963). Computing suspended sand loads from field measurements. *In Proceedings of the Federal Inter-Agency Sedimentation Conference*, numéro [Paper No. 56] de 970, page 484. US Department of Agriculture. 201
- HAUN, S., RÜTHER, N., BARANYA, S. et GUERRERO, M. (2015). Comparison of real time suspended sediment transport measurements in river environment by list instruments in stationary and moving operation mode. *Flow Measurement and Instrumentation*, 41:10–17. 52, 78
- HENRY, E. (2016). Mesures et modélisation des flux de sable dans les cours d'eau. application à une chasse de barrages. Mémoire de D.E.A., Ecole Nationale des Travaux Public de l'Etat. 45, 46, 110
- HENRY, M. et GEMAEHLING, C. (1958). Les mouvements des matériaux du lit du rhône à la suite de la mise en eau de la dérivation de donzère-mondragon. *La Houille Blanche*, (1):5–24. 96
- HERSCHY, R. W. (2002). *Streamflow measurement*. CRC Press. 238
- HICKS, D. et DUNCAN, M. (1997a). The efficiency of depth-integrating samplers in sampling the suspended sand load in gravel bed rivers. *Journal of Hydrology*, 201(1-4):138–160. 56, 166, 201
- HICKS, D. et DUNCAN, M. J. (1997b). The efficiency of depth-integrating samplers in sampling the suspended sand load in gravel bed rivers. *Journal of Hydrology*, 201(1):138 – 160. 9
- HJÜLSTROM, F. (1935). Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin. Geological Institute Upsala*, 25:221–527. 11, 150
- HOROWITZ, A. J. (2008). Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes. *Science of the Total Environment*, 400(1-3):315–343. 12
- HOROWITZ, A. J., HAYES, T. S., GRAY, J. R. et CAPEL, P. D. (1997). Selected laboratory tests of the whole-water sample splitting capabilities of the 14-liter churn and the teflon cone splitters. *US Geological Survey Office of Water Quality Technical Memorandum*, (97.06):28. 153
- HOROWITZ, A. J., RINELLA, F. A., LAMOTHE, P., MILLER, T. L., EDWARDS, T. K., ROCHE, R. L. et RICKERT, D. A. (1990). Variations in suspended sediment and associated trace element concentrations in selected riverine cross sections. *Environmental science & technology*, 24(9):1313–1320. 13
- HOROWITZ, A. J., SMITH, J. J. et ELRICK, K. A. (2001). *Selected laboratory evaluations of the whole-water sample-splitting capabilities of a prototype fourteen-liter Teflon churn splitter*. US Department of the Interior, US Geological Survey. 64
- HOWARD, C. S. (1947). Suspended sediment in the Colorado River, 1925-41. 84, 204
- HUANG, H. (2011). Uncertainty model for in situ quality control of stationary adep open-channel discharge measurement. *Journal of Hydraulic Engineering*, 138(1):4–12. 48, 289

- HUANG, H. (2018). A modified simpson model for estimating random uncertainty of moving-boat adcp streamflow measurements. *Flow Measurement and Instrumentation*, 61:84–93. [139](#)
- HUBBELL, D. W. (1960). *Investigations of Some Sedimentation Characteristics of Sand-bed Streams*. Numéro 2. Geological Survey, Water Resources Division. [73](#), [199](#)
- HUBBELL, D. W. (1964). Apparatus and techniques for measuring bedload. Rapport technique, US Govt. Print. Off. [10](#)
- HUBBELL, D. W., MATEJKA, D. Q. *et al.* (1959). Investigations of sediment transportation, Middle Loup River at Dunning, Nebraska. Rapport technique. [74](#), [75](#)
- HUMPHREYS, A. et ABBOT, H. (1876). Report on the physics and hydraulics of the Mississippi River. Prof. Paper 13, 691 pp, Government Printing Office, Washington, DC,. [15](#)
- INGRAM, J. J., ABT, S. R. et RICHARDSON, E. (1991). Sediment discharge computation using point-sampled suspended-sediment data. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(6):758–773. [75](#)
- ISO 11657 (2014). Hydrometry — suspended sediment in streams and canals — determination of concentration by surrogate techniques. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 20p. [152](#), [156](#)
- ISO 13320-1 (2020). Analyse granulométrique - méthodes par diffraction laser - principes généraux. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 51p. [63](#)
- ISO 3455 (2007). Hydrometry — calibration of current-meters in straight open tanks. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 20p. [139](#)
- ISO 3716 (2006). Liquid flow measurement in open channels - functional requirements and characteristics of suspended sediment load samplers. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 6 p. [54](#)
- ISO 4363 (2002). Measurement of liquid flow in open channels. methods for measurement of characteristics of suspended sediment. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*. [54](#), [56](#), [73](#), [81](#), [146](#), [149](#), [168](#), [183](#), [187](#), [188](#), [194](#), [199](#), [200](#), [250](#), [253](#)
- ISO 4890 (1968). Methods for measurement of suspended sediment in open channels. *Bureau of Indian Standards*. [73](#)
- ISO 6107-2 (2006). Qualité de l'eau - vocabulaire - partie 2. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 39p. [10](#), [156](#)
- ISO 7027-1 (2016). Qualité de l'eau — détermination de la turbidité — partie 1 : Méthodes quantitatives. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 21p. [151](#)
- ISO 748 (2009). Hydrometry. measurement of liquid flow in open channels using current-meters or floats using point velocity measurements. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*, page 46 p. [46](#), [81](#), [199](#), [200](#)
- ISO 4365 (2005). Liquid flow in open channels – sediment in streams and canals – determination of concentration, particle size distribution and relative density. *International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland*. [151](#), [154](#), [155](#)
- JABALLAH, M. (2013). *Morphodynamique des bancs alternés d'une rivière de montagne aménagée*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Énergétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). [21](#)
- JABALLAH, M., CAMENEN, B., PÉNARD, L. et PAQUIER, A. (2015). Alternate bar development in an alpine river following engineering works. *Advances in Water Resources*, 81:103–113. [157](#)
- JCGM (2008a). Evaluation of measurement data - guide to the expression of uncertainty in measurement - jcg. *ISO*, 50:134. [136](#), [143](#), [146](#), [168](#)

- JCGM (2008b). Evaluation of measurement data - Supplement 1 to the "Guide to the expression of uncertainty in measurement" - Propagation of distributions using a Monte Carlo method. *Organisation for Standardization (Geneva, Switzerland)*. 48, 167
- JIMÉNEZ, J. A. et MADSEN, O. S. (2003). A simple formula to estimate settling velocity of natural sediments. *Journal of waterway, port, coastal, and ocean engineering*, 129(2):70–78. 32
- JODEAU, M. (2007). *Morphodynamique d'un banc de galets en rivière aménagée lors de crues*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Energétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). 21
- JORDAN, C., TIEDE, J., LOJEK, O., VISSCHER, J., APEL, H., NGUYEN, H. Q., QUANG, C. N. X. et SCHLURMANN, T. (2019). Sand mining in the mekong delta revisited-current scales of local sediment deficits. *Nature - Scientific reports*, 9(1):1–14. 89, 205
- JUGARU TIRON, L., LE COZ, J., PROVANSAL, M., PANIN, N., RACCASI, G., DRAMAS, G. et DUS-SOUILLEZ, P. (2009). Flow and sediment processes in a cutoff meander of the Danube Delta during episodic flooding. *Geomorphology*, 106(3-4):186–197. 57, 67, 68
- JULIEN, P. Y. (2010). *Erosion and sedimentation*. Cambridge University Press. 39, 42, 43, 74
- JUVIGNÉ, E. (1973). Une méthode de séparation des pollens applicable aux sédiments minéraux. *Annales de la Société géologique de Belgique*. 60
- KEULEGAN, G. H. (1938). *Laws of turbulent flow in open channels*, volume 21. National Bureau of Standards US. 43
- KHODASHENAS, S. R. et PAQUIER, A. (1999). A geometrical method for computing the distribution of boundary shear stress across irregular straight open channels. *Journal of Hydraulic Research*, 37(3):381–388. 212
- KIM, D. et YU, K. (2010). Uncertainty estimation of the adcp velocity measurements from the moving vessel method,(i) development of the framework. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 14(5):797–801. 48, 139, 289
- KOEHNKEN, L. (2012). Ikmp discharge and sediment monitoring program review, recommendations and data analysis. *In Part 2 : Data Analysis and Preliminary Results*. MRC Phnom Penh, Cambodia. 89
- KONDOLF, G. M., GAO, Y., ANNANDALE, G. W., MORRIS, G. L., JIANG, E., ZHANG, J., CAO, Y., CARLING, P., FU, K., GUO, Q. *et al.* (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers : Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2(5):256–280. 7
- KRAUS, N. C. (1987). Application of portable traps for obtaining point measurements of sediment transport rates in the surf zone. *Journal of coastal Research*, pages 139–152. 16
- KUHNLE, R. et WREN, D. (2005). Cross-stream variations in suspended sediment transport over dunes, implications for sampling. *In Proceedings of the Federal Interagency Sediment Monitoring Instrument and Analysis Research Workshop, Flagstaff, AZ : US Geological Survey Circular*, volume 1276. 149
- KUHNLE, R. A. et WREN, D. G. (2003). Breakout session i, suspended sediment measurement : Data needs, uncertainty, and new technologies. *In Proceedings of the Federal Interagency Sediment Monitoring Instrument and Analysis Research Workshop*, pages 8–15. 149
- KUMMU, M. et VARIS, O. (2007). Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the lower mekong river. *Geomorphology*, 85(3-4):275–293. 89
- LABAYE, G. (1948). Note sur le débit solide des cours d'eau. *La Houille Blanche*, pages 600–627. 50, 58

- LAMY, N. (2009). Performances et améliorations des protocoles de bathymétrie fluviale au cemagref de lyon trouver le document dans d'autre ressources performances et améliorations des protocoles de bathymétrie fluviale au cemagref de lyon. Mémoire de D.E.A., ESGT - CNAM. 138
- LAND, J., KIRBY, R. et MASSEY, J. (1997). Developments in the combined use of acoustic doppler current profilers and profiling siltmeers for suspended solids monitoring. *Cohesive Sediments*, pages 187–196. 68
- LANDERS, M. N., STRAUB, T. D., WOOD, M. S. et DOMANSKI, M. M. (2016). Sediment acoustic index method for computing continuous suspended-sediment concentrations. Rapport technique, US Geological Survey. 69
- LAPORTE, M. (1992). Burst-like sediment suspension events in a sand bed river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 17(3):253–270. 37, 147
- LARAQUE, A., BRICQUET, J., OLIVRY, J. et BERTHELOT, M. (1995). Transports solides et dissous du fleuve Congo bilan de six années d'observation. In *Grands bassins fluviaux périalatantiques : Congo, Niger, Amazone*, Colloques et Séminaires, pages 133–145. ORSTOM. 16
- LARDIÈRE, C. (2009). Guide d'achat : Les appareils de mesure de densité en ligne. *Mesures*, (818):44–51. 151
- LATAPIE, A. (2011). *Modélisation de l'évolution morphologique d'un lit alluvial : application à la Loire moyenne*. Thèse de doctorat, Université François Rabelais, Tours. 21
- LATOSINSKI, F., SZUPIANY, R., GARCIA, C., GUERRERO, M. et AMSLER, M. (2014). Estimation of concentration and load of suspended bed sediment in a large river by means of acoustic Doppler technology. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(7). 67
- LAUNAY, M. (2014). *Flux de matières en suspension, de mercure et de PCB particulières dans le Rhône, du Léman à la Méditerranée*. Thèse de doctorat, Lyon 1. 17, 21, 32, 228
- LAUNAY, M., DUGUÉ, V., FAURE, J. B., COQUERY, M., CAMENEN, B. et LE COZ, J. (2019a). Numerical modelling of the suspended particulate matter dynamics in a regulated river network. *Science of The Total Environment*, 665:591–605. 7, 20, 97, 105, 126
- LAUNAY, M., LE COZ, J., DIOUF, S., CAMENEN, B., THOLLET, F. et COQUERY, M. (2019b). Réévaluation des apports moyens de matières en suspension de l'arve au Rhône. *La Houille Blanche*, (2):89–100. 17, 228, 229
- LE, H.-A., GRATIOT, N., SANTINI, W., RIBOLZI, O., TRAN, D., MERIAUX, X., DELEERSNIJDER, E. et SOARES-FRAZÃO, S. (2020). Suspended sediment properties in the lower mekong river, from fluvial to estuarine environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 233:106522. 89
- LE BARBU, E., DRAMAIS, G. et LE COZ, J. (2008). Contrôle de courantomètres dans un bassin de carène. Rapport technique, Cemagref. 139
- LE COZ, J. (2007). *Fonctionnement hydro-sédimentaire des bras morts de rivière alluviale*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Énergétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). 21
- LE COZ, J., BECHON, P. M., CAMENEN, B. et DRAMAIS, G. (2014a). Quantification des incertitudes sur les jaugeages par exploration du champ des vitesses. *La Houille Blanche*, (5):31–39. 168
- LE COZ, J., BLANQUART, B., POBANZ, K., DRAMAIS, G., PIERREFEU, G., HAUET, A. et DESPAX, A. (2016). Estimating the uncertainty of streamgauging techniques using in situ collaborative interlaboratory experiments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 142(7). 49, 202, 290
- LE COZ, J., CAMENEN, B., PEYRARD, X. et DRAMAIS, G. (2012). Uncertainty in open-channel discharges measured with the velocity-area method. *Flow Measurement and Instrumentation*, 26:18–29. 168

- LE COZ, J., LAUNAY, M., LAGOY, M., COQUERY, M. et ANGOT, H. (2011). Eléments de réponse aux questions de l'Agence de l'EAU RMC concernant l'acquisition d'une centrifugeuse fixe pour équiper la station de mesure du Rhône à Jons. Rapport technique, Cemagref. [13](#)
- LE COZ, J., PIERREFEU, G., SAYSET, G., BROCHOT, J. et MARCHAND, P. (2008). *Mesures hydrologiques par profileur Doppler*. Editions Quae. [47](#), [67](#), [80](#)
- LE COZ, J., RENARD, B., BONNIFAIT, L., BRANGER, F. et LE BOURSICAUD, R. (2014b). Combining hydraulic knowledge and uncertain gaugings in the estimation of hydrometric rating curves : A Bayesian approach. *Journal of Hydrology*, 509:573–587. [169](#), [228](#)
- LE PIMPEC, P. (2010). Conclusions sur les estimations des incertitudes sur les mesure des MES - Méthode 14. *Documentation interne Cemagref de Lyon*. [145](#)
- LECCE, S. A. (2009). A depth-proportional intake device for automatic water samplers. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(1):272–277. [60](#)
- LEE, K., HO, H., MARIAN, M. et WU, C. (2014). Uncertainty in open channel discharge measurements acquired with streampro adcp. *Journal of hydrology*, 509:101–114. [48](#), [289](#)
- LEEDER, M. (1983). On the dynamics of sediment suspension by residual reynolds stresses—confirmation of bagnold's theory. *Sedimentology*, 30(4):485–491. [36](#)
- LEFORT, P. (1991). Transport solide dans le lit des cours d'eau : dynamique fluviale. *Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique et de mécanique de Grenoble INPG*. [13](#), [150](#)
- LEPAGE, H., MASSON, M., DELANGHE, D. et LE BESCOND, C. (2019). Grain size analyzers : results of an intercomparison study. *SN Applied Sciences*, 1(9):1100. [64](#), [65](#)
- LEVESQUE, V. A. et OBERG, K. A. (2012). *Computing discharge using the index velocity method*. US Department of the Interior, US Geological Survey. [69](#)
- LOISEL, H., MANGIN, A., VANTREPOTTE, V., DESSAILLY, D., DINH, D. N., GARNESON, P., OUILLO, S., LEFEBVRE, J.-P., MÉRIAUX, X. et PHAN, T. M. (2014). Variability of suspended particulate matter concentration in coastal waters under the mekong's influence from ocean color (meris) remote sensing over the last decade. *Remote Sensing of Environment*, 150:218–230. [89](#)
- LOIZEAU, J.-L., ARBOUILLE, D., SANTIAGO, S. et VERNET, J.-P. (1994). Evaluation of a wide range laser diffraction grain size analyser for use with sediments. *Sedimentology*, 41(2):353–361. [63](#)
- LOIZEAU, J. L. et WILDI, W. (2007). Aspects sédimentaires de la gestion du barrage de Verbois. *Rapport, Services Industriels de Genève et Service de l'écologie de l'eau de l'état de Genève*. 40p. [97](#)
- LONG, Y. (1989). Manual on operational methods for the measurement of sediment transport. *World Meteorological Organization Manual*, (686). [58](#), [73](#), [149](#), [150](#), [201](#)
- LORGERÉ, H. (1957). Turbidité des eaux du Rhône. Rapport préliminaire. Rapport technique Rapport R4673, Sogreah et Génie Rural du Gard. [130](#), [256](#)
- LORGERÉ, H. (1959). Turbidité des eaux du Rhône. Rapport technique R7193, Sogreah. [19](#), [130](#), [133](#)
- LUDWIG, H. et TILLMANN, W. (1949). Untersuchungen über die wand Schubspannung in turbulenten reibungsschichten. *Archive of Applied Mechanics*, 17(4):288–299. [34](#)
- LUDWIG, K. A. et HANES, D. M. (1990). A laboratory evaluation of optical backscatterance suspended solids sensors exposed to sand-mud mixtures. *Marine Geology*, 94(1-2):173–179. [66](#)
- LUPKER, M., FRANCE-LANORD, C., LAVÉ, J., BOUCHEZ, J., GALY, V., MÉTIVIER, F., GAILLARDET, J., LARTIGES, B. et MUGNIER, J. (2011). A Rouse-based method to integrate the chemical composition of river sediments : Application to the Ganga basin. *Journal of Geophysical Research* :

- Earth Surface*, 116(F4):1–24. [57](#), [77](#)
- LYELL, C. (1830). *Principles of geology, being an attempt to explain the former changes of the Earth's surface, by reference to causes now in operation.*, volume Volume 1. John Murray, 9th édition. [13](#)
- MAC LEAN, D. et CHURCH, M. (1999). Sediment transport along lower Fraser River 2. Estimates based on the long-term gravel budget. *Water Resources Research*, 35(8):2549–2559. [9](#)
- MADSEN, O., TAJIMA, Y. et EBERSOLE, B. (2003). Longshore sediment transport : a realistic order-of-magnitude estimate. *In Proceedings of Coastal Sediments 03*. [40](#)
- MAILLET, G., RACCASI, G., PROVANSAL, M., SABATIER, F., ANTONELLI, C., VELLA, C. et FLEURY, T. (2007). Transferts sédimentaires dans le Bas-Rhône depuis le milieu du 19e siècle : essai de quantification. *Géographie physique et Quaternaire*, 61(1):39–53. [19](#)
- MANO, V. (2008). *Processus conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues-optimisation des méthodes de mesure et modélisation statistique*. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble 1, France. [9](#), [39](#), [144](#)
- MANSANAREZ, V., RENARD, B., LE COZ, J., LANG, M. et DARIENZO, M. (2019). Shift happens! adjusting stage-discharge rating curves to morphological changes at known times. *Water Resources Research*, 55(4):2876–2899. [169](#)
- MARTIN, G. R., SMOOT, J. L. et WHITE, K. D. (1992). A comparison of surface-grab and cross sectionally integrated stream-water-quality sampling methods. *Water Environment Research*, 64(7):866–876. [12](#)
- MASSON, M., ANGOT, H., LE BESCOND, C., LAUNAY, M., DABRIN, A., MIÈGE, C., LE COZ, J. et COQUERY, M. (2018). Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the rhône river : Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants. *Science of the Total Environment*, 637:538–549. [32](#), [50](#)
- MCLEAN, D., CHURCH, M. et TASSONE, B. (1999). Sediment transport along lower Fraser River 1. Measurements and hydraulic computations. *Water Resources Research*, 35(8):2533–2548. cited By 64. [16](#)
- MEADE, R. H. (1985). Suspended sediment in the amazon river and its tributaries in brazil during 1982-84. Rapport technique, US Geological Survey,. [12](#), [53](#), [58](#), [78](#), [92](#), [201](#), [205](#)
- MEADE, R. H. et MOODY, J. A. (2010). Causes for the decline of suspended-sediment discharge in the mississippi river system, 1940–2007. *Hydrological Processes : An International Journal*, 24(1):35–49. [41](#)
- MEADE, R. H. et STEVENS JR, H. H. (1990). Strategies and equipment for sampling suspended sediment and associated toxic chemicals in large rivers—with emphasis on the mississippi river. *Science of the Total Environment*, 97:125–135. [64](#)
- MEDD (2002). Historique national des opérations de curage et perspectives. rapport de synthèse. Rapport technique, MEDD - CTNGS. [7](#)
- MEYBECK, M., LAROCHE, L., DÜRR, H. et SYVITSKI, J. (2003). Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Global and planetary change*, 39(1-2):65–93. [17](#)
- MIDDLETON, G. V. (1976). Hydraulic interpretation of sand size distributions. *The Journal of Geology*, 84(4):405–426. [32](#)
- MILLIMAN, J. D. et SYVITSKI, J. P. M. (1992). Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean : the importance of small mountainous rivers. *The journal of Geology*, 100(5):525–544. [89](#)

- MOATAR, F., MEYBECK, M., RAYMOND, S., BIRGAND, F. et CURIE, F. (2013). River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrological processes*, 27(25):3535–3546. [227](#)
- MONTGOMERY, D. R. et BUFFINGTON, J. M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109(5):596–611. [41](#)
- MOORE, S. (2011). *Monitoring flow and fluxes of suspended sediment in rivers using side-looking acoustic Doppler current profilers*. Thèse de doctorat, Université Grenoble Alpes, École Doctorale Terre, Univers, Environnement (TUE). [21](#), [69](#), [257](#)
- MOORE, S., DRAMAIS, G., DUSSOUILLEZ, P., LE COZ, J., RENNIE, C. et CAMENEN, B. (2013a). Acoustic measurements of the spatial distribution of suspended sediment at a site on the Lower Mekong River. In *Proceedings of Meetings on Acoustics*, volume 19. [22](#), [67](#)
- MOORE, S., LE COZ, J., HURTHUR, D. et PAQUIER, A. (2012). On the application of horizontal ADCPs to suspended sediment transport surveys in rivers. *Continental Shelf Research*, 46:50–63. [69](#)
- MOORE, S., LE COZ, J., HURTHUR, D. et PAQUIER, A. (2013b). Using multi-frequency acoustic attenuation to monitor grain size and concentration of suspended sediment in rivers. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133(4):1959–1970. [67](#), [69](#)
- MOORE, S. A., JAMIESON, E. C., RAINVILLE, F., RENNIE, C. D. et MUELLER, D. S. (2016). Monte carlo approach for uncertainty analysis of acoustic doppler current profiler discharge measurement by moving boat. *Journal of Hydraulic Engineering*, 143(3):04016088. [48](#), [49](#), [289](#), [290](#)
- MUELLER, D. S. (2013). Extrapol : Software to assist the selection of extrapolation methods for moving-boat adcp streamflow measurements. *Computers and Geosciences*, 54:211–218. [34](#), [202](#), [211](#)
- MUELLER, D. S. (2016). Qrev-software for computation and quality assurance of acoustic doppler current profiler moving-boat streamflow measurements. *US Geological Survey Open-File Report*, 1052:50. Technical manual for version 2.8. [49](#), [220](#), [290](#)
- MUELLER, D. S., WAGNER, C. R., REHMEL, M. S., OBERG, K. A. et RAINVILLE, F. (2009). Measuring discharge with acoustic Doppler current profilers from a moving boat. Rapport technique. [202](#)
- MUNDT (1929). Automatic water sampler. *Biennial Report of the State Geologist, Missouri Bureau of Geology and Mines*. [18](#)
- MÜNTZ, A. et LAINÉ, E. (1915). Études sur la formation des limons et leur charriage par les cours d'eau dans les Alpes et les Pyrénées. *Comptes rendus de l'Académie des sciences, Paris*, Séance du 12 avril 1915.:462–467. [19](#), [60](#)
- MUSTE, M. (2009). Guidelines for the assessment of uncertainty of hydrometric measurement. *World Meteorological Organization, Iowa*. [48](#), [289](#)
- NAUDET, G., DUGUÉ, V., CAMENEN, B., LE COZ, J., DRAMAIS, G. et PAQUIER, A. (2016). Étude de la dynamique hydrosédimentaire au niveau de la confluence entre l'isère et le rhône. *Rapport technique*. [105](#), [127](#)
- NAUDET, G., PIERREFEU, G., BERTHET, T., TRIOL, T., DELAMARRE, K. et BLANQUART, B. (2019). Oursin : Outil de répartition des incertitudes de mesure de débit par adcp mobile. *La Houille Blanche*, (3-4):93–101. [49](#)
- NAVRATIL, O., ESTEVES, M., LEGOUT, C., GRATIOT, N., NEMERY, J., WILLMORE, S. et GRAN-GEON, T. (2011). Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment. *Journal of Hydrology*, 398(3-4):246–259. [60](#)

- NEUKERMANS, G., RUDDICK, K., LOISEL, H. et ROOSE, P. (2012). Optimization and quality control of suspended particulate matter concentration measurement using turbidity measurements. *Limnology and Oceanography : Methods*, 10(12):1011–1023. [145](#)
- NIEL, J., COLLILIEUX, G. et GIULIANI, Y. (1985). Détermination simple et rapide des mes par la méthode du pycnomètre cnr : Application au contrôle des vidanges des retenues. *Revue française des sciences de l'eau*, 4(4):325–340. [151](#)
- NIKURADSE, J. (1930). Widerstandgesetz und geschwindigkeitsverteilung von turbulenten wasserstromungen in glatten und rauhen rohren. *Proc. Third Intern. Congr. Appl. Mech., Stockholm*, 1:239–248. [34](#)
- NILSSON, B. (1969). Development of a depth-integrating water sampler. *Naturgeografiska Institutionen, Uppsala Universitet*. [54](#)
- NITTROUER, J. A. et VIPARELLI, E. (2014). Sand as a stable and sustainable resource for nourishing the Mississippi River delta. *Nature Geoscience*, 7(5):350. [31](#)
- NORDIN, C. F., CRANSTON, J. C. C. et MEIJA, A. (1983). New technology for measuring water and suspended-sediment discharge of large rivers. *International symposium on river sedimentation*, pages 1145–1158. [53](#), [58](#)
- NORDIN, C. F. et DEMPSTER, G. R. (1963). *Vertical distribution of velocity and suspended sediment, Middle Rio Grande, New Mexico*. US Government Printing Office. [74](#)
- NORDIN JR, C. (1981). The sediment discharge of rivers—a review. *Erosion and Sediment Transport Measurement. Int. Assoc. HydroL Sci. Pub*, 133(2):347. [12](#)
- BERG, K. (2002). In search of easy-to-use methods for calibrating adcps for velocity and discharge measurements. *In Hydraulic Measurements and Experimental Methods 2002*, pages 1–11. [139](#)
- BERG, K. et MUELLER, D. S. (2007). Validation of streamflow measurements made with acoustic doppler current profilers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12):1421–1432. [139](#)
- BERG, K. A., MORLOCK, S. E. et CALDWELL, W. S. (2005). Quality-assurance plan for discharge measurements using acoustic doppler current profilers. Rapport technique, United State Geological Survey. [202](#)
- OFEV (2019). Annuaire hydrologique de la Suisse 2018. *Office fédéral de l'environnement*. [109](#)
- OLLIVIER, P., HAMELIN, B. et RADAKOVITCH, O. (2010). Seasonal variations of physical and chemical erosion : A three-year survey of the rhone river (france). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(3):907–927. [227](#)
- OLTMAN, R. E. (1968). *Reconnaissance investigations of the discharge and water quality of the Amazon River*, volume 552. US Government Printing Office. [92](#)
- ORWIN, J. F. et SMART, C. (2004). Short-term spatial and temporal patterns of suspended sediment transfer in proglacial channels, small river glacier, canada. *Hydrological Processes*, 18(9):1521–1542. [144](#)
- OSR 4 (2018a). Action iii.3 : Bilan actualisé des flux de matières en suspension et micropolluants associés sur le bassin du Rhône. *GRAIE*. [104](#)
- OSR 4 (2018b). Méthodologie et inter-comparaison des analyses granulométriques. *Graie*. [63](#), [64](#)
- PARDÉ, M. (1925). *Le Calcul des débits du Rhône et de ses affluents*. Allier père et fils. [95](#)
- PARDÉ, M. (1951). Sur le mécanisme des transports solides effectués par les rivières. Citations d'auteurs et quelques formules. *Revue de géographie alpine*, 39(4):757–788. [93](#)
- PARROT, E. (2015). *Analyse spatio-temporelle de la morphologie du chenal du Rhône du Léman à la Méditerranée*. Thèse de doctorat, Lyon 3. [108](#)

- PARSONS, D. R., JACKSON, P., CZUBA, J., ENGEL, F., RHOADS, B. L., OBERG, K., BEST, J. L., MUELLER, D., JOHNSON, K. et RILEY, J. (2013). Velocity mapping toolbox (vmt) : a processing and visualization suite for moving-vessel adcp measurements. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(11):1244–1260. [22](#)
- PARTIOT, M. (1871). Mémoire sur les sables de la Loire. *Annales des ponts et chaussées. Mémoires et documents relatifs à l'art des constructions et au service de l'ingénieur.*, 1(5):233–292. [12](#), [15](#), [17](#), [19](#)
- PERRET, C. (2017a). Le moulinet d'hydrométrie évolutions techniques de l'instrument : de Woltmann au moulinet moderne. *Fiches bonus de la charte qualité de l'hydrométrie*. [21](#), [46](#)
- PERRET, E. (2017b). *Transport of moderately sorted gravels at low bed shear stress : impact of bed arrangement and fine sediment infiltration*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Énergétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). [61](#)
- PETERS, J. (2010). Sediment transport measurements in alluvial rivers : suspended and bedload transport. *In MaRiMorph*. [55](#)
- PETEUIL, C., FRÉTAUD, T., WIRZ, C., CAMENEN, B., GUERTAULT, L., LE COZ, J. et DRAMAIS, G. (2014). Importance of field observations for managing sediment fluxes in hydropower projects design and operation. *In Proceedings of the 19th IAHR-APD Congress*, pages 1–8, Hanoi, Vietnam. [205](#)
- PICHARD, G. et Roucaute, E. (2014). Sept siècles d'histoire hydroclimatique du Rhône d'Orange à la mer (1300-2000) : climat, crues, inondations. *Hors-série de la revue Méditerranée*. [17](#)
- PIERREFEU, G. (2009). Compte rendu intervention terrain hydrométrie – hydrographie, note interne. Rapport technique, CNR. [138](#)
- PIERREFEU, G., BERTHET, T., LE BOURSICAUD, R., BOMPART, P., TRIOL, T. et BLANQUART, B. (2017). Oursin : Outil de répartition des incertitudes de mesure de débit par adcp mobile, lyon. *In SHF, Colloque Hydrométrie*, page 17 p. [49](#), [290](#)
- PIMENTEL, D., HARVEY, C., RESOSUDARMO, P., SINCLAIR, K., KURZ, D., MCNAIR, M., CRIST, S., SHPRITZ, L., FITTON, L., SAFFOURI, R. et BLAIR, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267(5201):1117–1123. [5](#)
- PINTO MARTINS, D. (2008). *Aménagements hydroélectriques et impacts sur la dynamique des flux d'eau et de sédiments. Le cas du haut Paraná, Brésil*. Thèse de doctorat, Université Lumière Lyon 2. [26](#)
- PLINSTON, D. et HE, D. (2000). Water resources and hydropower in the lancang river basin. *Policies and Strategies for Sustainable Development of the Lancang River Basin*, page 241. [89](#)
- PONT, D. (1997). Les débits solides du rhône à proximité de son embouchure : données récentes (1994-1995)/the discharge of suspended sediments near to the mouth of the rhône recent statistics (1994-1995). *Géocarrefour*, 72(1):23–33. [18](#), [94](#)
- PONT, D., SIMONNET, J. et WALTER, A. (2002). Medium-term changes in suspended sediment delivery to the ocean : Consequences of catchment heterogeneity and river management (Rhône River, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(1):1–18. [19](#), [95](#), [106](#), [227](#)
- PORTERFIELD (1972). *Computation of fluvial-sediment discharge*, techniques of water-resources investigations 03-c3 édition. [77](#), [166](#), [199](#)
- POUCHOULIN, S., LE COZ, J., MIGNOT, E. et RIVIÈRE, N. (2020). Predicting transverse mixing efficiency downstream from a river confluence. *Water Resources Research (soumis)*. [13](#)
- POULIER, G., LAUNAY, M., LE BESCOND, C., THOLLET, F., COQUERY, M. et LE COZ, J. (2019). Combining flux monitoring and data reconstruction to establish annual budgets of suspended

- particulate matter, mercury and pcb in the rhône river from lake geneva to the mediterranean sea. *Science of the Total Environment*, 658:457–473. [20](#), [95](#), [227](#), [228](#), [229](#)
- PRANDTL, L. (1926). Uber die ausgebildete turbulenz. *Proceedings 2nd int. Cong. Appl. Mech., Zurich*. Translated as *Turbulent flow*, NACA Tech. Memo, 1927., 62:435. [34](#), [43](#)
- RACCASI, G. (2008). *Mutations géomorphologiques récentes du Rhône aval, Recherches en vue de la restauration hydraulique et de la gestion des crues*. Thèse de doctorat, Université de Provence. [106](#)
- RAMSEY, M. H., ELLISON, S. L. R. et ROSTRON, P. (2019). Measurement uncertainty arising from sampling : a guide to methods and approach. *Eurachem - CITAC*. [146](#), [148](#)
- RDI (1997). *Vessel mount ADCP technical manual*. [140](#)
- RECKING, A. (2006). *Etude expérimentale de l'influence du tri granulométrique sur le transport solide par charriage*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, École Doctorale Mécanique, Energétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA). [21](#)
- RECKING, A. (2009). Theoretical development on the effects of changing flow hydraulics on incipient bed load motion. *Water Resources Research*, 45(4). [36](#)
- RECKING, A. (2010). A comparison between flume and field bed load transport data and consequences for surface-based bed load transport prediction. *Water Resources Research*, 46(3). [45](#)
- REINACH, A. J. (1911). Les fouilles en Egypte (1909-11). *Revue Archéologique*, 18:317–337. [5](#)
- RENARD, B., LE COZ, J., BLANQUART, B. et BONNIFAIT, L. (2015). Statistiques avancées pour le calcul d'incertitudes en Hydrologie. Applications à la prédétermination et à l'hydrométrie. [169](#)
- RENNIE, C., RAINVILLE, F. et KASHYAP, S. (2007). Improved estimation of ADCP apparent bed-load velocity using a real-time Kalman filter. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12):1337–1344. [47](#), [122](#), [220](#)
- RICHARDSON, W., THORNE, C. et MAHMOOD, S. (1996). Secondary flow and channel changes around a bar in the brahmaputra river, bangladesh. *Coherent flow structures in open channels*, Ashworth ed, pages 519–543. [67](#)
- ROBBE, D. et ROGER, B. (1987). Granulométrie des éléments fins par diffraction laser. présentation et évaluations de la méthode. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussée*, (148):13–23. [64](#)
- RODITIS, J. C. et PONT, D. (1993). Dynamiques fluviales et milieux de sédimentation du rhône à l'amont immédiat de son delta. *Méditerranée*, 78(3):5–18. [18](#)
- ROIGNOT, R. (1970). Étude des ressources en sables et graviers dans les périmètres des zones d'aménagement de la région Lyonnaise. *Bureau de Recherches Géologiques et Minières*, page 35 p. [107](#)
- ROLLET, A. J. (2007). *Etude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le cas de la basse vallée de l'Ain*. Theses, Université Jean Moulin - Lyon III. [101](#)
- ROTARU, E., LE COZ, J., DROBOT, R., ADLER, M. et DRAMAIS, G. (2006). Adcp measurements of suspended sediment fluxes in Banat rivers, Romania. *In Balwois 2006*, pages 13–p. [54](#)
- RÖTTGERS, R., HEYMAN, K. et KRASEMANN, H. (2014). Suspended matter concentrations in coastal waters : Methodological improvements to quantify individual measurement uncertainty. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151:148–155. [144](#)
- ROUSE, H. (1937). Modern conceptions of the mechanics of fluid turbulence. *Trans ASCE*, 102:463–505. [37](#), [38](#), [39](#), [75](#), [168](#), [198](#), [202](#), [211](#)
- SABATIER, F., MAILLET, G., PROVANSAL, M., FLEURY, T.-J., SUANEZ, S. et VELLA, C. (2006). Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine*

- Geology*, 234(1-4):143–157. [106](#)
- SABOL, T. A. et TOPPING, D. J. (2012). Evaluation of intake efficiencies and associated sediment-concentration errors in us d-77 bag-type and us d-96-type depth-integrating suspended-sediment samplers. *US Geological Survey Scientific Investigations Report*, 5208:88. [52](#), [137](#), [166](#)
- SADAoui, M., LUDWIG, W., BOURRIN, F. et RAIMBAULT, P. (2016). Controls, budgets and variability of riverine sediment fluxes to the gulf of lions (nw mediterranean sea). *Journal of Hydrology*, 540:1002–1015. [95](#), [228](#)
- SAHU, B. K. (1965). Theory of sieving. *Journal of Sedimentary Research*, 35(3):750–753. [28](#)
- SANTINI, W. (2020). *Caractérisation de la dynamique hydro-sédimentaire du bassin de l'Ucayali (Pérou) par une approche intégrant réseau de mesures, télédétection, et modélisation hydrologique*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse. [51](#), [53](#)
- SANTINI, W., CAMENEN, B., LE COZ, J., VAUCHEL, P., GUYOT, J.-L., LAVADO, W., CARRANZA, J., PAREDES, M. A., PÉREZ ARÉVALO, J. J., ARÉVALO, N., ESPINOZA VILLAR, R., JULIEN, F. et MARTINEZ, J.-M. (2019). An index concentration method for suspended load monitoring in large rivers of the Amazonian foreland. *Earth Surface Dynamics*, 7(2):515–536. [57](#), [76](#), [90](#), [183](#), [187](#), [205](#)
- SASSI, M., HOITINK, A. et VERMEULEN, B. (2012). Impact of sound attenuation by suspended sediment on adcp backscatter calibrations. *Water Resources Research*, 48(9). [67](#)
- SAVEY, P. et DELÉGLISE, R. (1967). Les incidences de l'aménagement du tiers central du bas-rhône sur les transports solides par charriage. *Ass. Internat. Hydrol. Scient*, pages 449–461. [18](#)
- SAVEY, P. et DELEGLISE, R. (1967). Les incidences de l'aménagement du tiers central du bas-rhône sur les transports solides par suspension. *Ass. Int. Hydrol. Scient. Publ.*, 75:462–476. [18](#)
- SECHET, P. et LE GUENNEC, B. (1999). The role of near wall turbulent structures on sediment transport. *Water Research*, 33(17):3646–3656. [8](#)
- SELBIG, W. R. et BANNERMAN, R. T. (2011). Ratios of total suspended solids to suspended sediment concentrations by particle size. *Journal of Environmental Engineering*, 137(11):1075–1081. [157](#)
- SENGUPTA, S. et VEENSTRA, H. J. (1968). On sieving and settling techniques for sand analysis. *Sedimentology*, 11(1-2):83–98. [62](#)
- SERRAT, P., LUDWIG, W., NAVARRO, B. et BLAZI, J. (2001). Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen : la têt (france). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series IIA-Earth and Planetary Science*, 333(7):389–397. [227](#)
- SHAH-FAIRBANK, S. C. et JULIEN, P. Y. (2015). Sediment load calculations from point measurements in sand-bed rivers. *International Journal of Sediment Research*, 30(1):1–12. [44](#), [75](#), [76](#), [202](#)
- SHAH-FAIRBANK, S. C., JULIEN, P. Y. et BAIRD, D. C. (2011). Total sediment load from SEMEP using depth-integrated concentration measurements. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(12):1606–1614. [44](#), [75](#), [76](#), [202](#)
- SHEN, H. W. et HUNG, C. S. (1983). Remodified Einstein procedure for sediment load. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109(4):565–578. [75](#)
- SHENEHON, F. (1900). Annual reports of the war department for the fiscal year ended june 30. 1900. report of the chief of engineers, part 8, appendix 111, northern and northwestern lakes,. Rapport technique, U.S. Government Printing Office U.S. Government Printing Office. p. 5326-5360. [142](#)
- SHEPPARD, J. R. (1963). Methods and their suitability for determining total sediment quantities. *In Proceedings of the Federal Inter Agency Sedimentation Conference*, pages 272–287. [75](#)

- SHIELDS, A. (1936). Application of similarity principles and turbulence research to bed-load movement. *Soil. Conservation Service*. 35
- SHIH, H., PAYTON, C., SPRENKE, J. et MERO, T. (2000). Towing basin speed calibration of acoustic doppler current profiling instruments. *In Building Partnerships*, pages 1–10. 139
- SIMPSON, M. R. (2001). *Discharge measurements using a broad-band acoustic Doppler current profiler*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Reston. 138, 202
- SIMPSON, M. R. et OLTMANN, R. N. (1993). Discharge-measurement system using an acoustic Doppler current profiler with applications to large rivers and estuaries. *U.S. Geological Survey Water-Supply Paper*, 1(2395):32p. 34, 47
- SKINNER, J. (2007). A spreadsheet analysis of suspended sediment sampling errors. *Federal Inter-agency Sedimentation Project, Waterways Experiment Station, Report TT*, pages 1–16. 167
- SMART, G. M. (1999). Turbulent velocity profiles and boundary shear in gravel bed rivers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(2):106–116. 34, 211
- SMART, G. M. et JAEGGI, M. N. R. (1983). Sediment transport on steep slopes. *Mitteilungen No. 191, der Versuchsanstalt fuer Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Eidg. Techn., Hochschule Zurich, Switzerland*. 8
- SOGREAH, a. (2000a). Etude globale pour une stratégie de réduction des risques liés aux crues du Rhône - étude du transport solide - 1ère étape - synthèse de première étape. Rapport technique, Institut interdépartementale des bassins Rhône-Saône. 94
- SOGREAH, c. (2000b). Etude globale pour une stratégie de réduction des risques liés aux crues du Rhône - étude du transport solide - 1ère étape - diagnostic de l'état actuel - analyse des affluents. Rapport technique, Institut interdépartementale des bassins Rhône-Saône. 9, 101, 104, 129
- SOGREAH, d. (2000c). Etude globale pour une stratégie de réduction des risques liés aux crues du Rhône - étude du transport solide - 2ème étape - bilan et perspectives. Rapport technique, Institut interdépartementale des bassins Rhône-Saône. 95, 130, 133, 255
- SOGREAH, e. (2000d). Etude globale pour une stratégie de réduction des risques liés aux crues du Rhône - étude du transport solide - 1ère étape - diagnostic de l'état actuel - bilan des extractions. Rapport technique, Institut interdépartementale des bassins Rhône-Saône. 8
- SOULSBY, R. (1997). *Dynamics of marine sands : a manual for practical applications*. Thomas Telford. 33, 169, 205
- SOULSBY, R., SALKIELD, A. et LE GOOD, G. (1984). Measurements of the turbulence characteristics of sand suspended by a tidal current. *Continental Shelf Research*, 3(4):439–454. 59
- SOULSBY, R., WHITEHOUSE, R. *et al.* (1997). Threshold of sediment motion in coastal environments. *In Pacific Coasts and Ports' 97 : Proceedings of the 13th Australasian Coastal and Ocean Engineering Conference and the 6th Australasian Port and Harbour Conference ; Volume 1*, page 145. Centre for Advanced Engineering, University of Canterbury. 36
- SPICER, K. (2019). P-6 comparison tests. A point-integrating suspended sediment sampler comparison. *SEDHYD Conference*. 54, 201
- STAROSOLSKY, O. et RAKOCZI, L. (1981). Operational hydrology report (ohr), 16. measurement of river sediments : prepared by the rapporteur on sediment transport of the commission for hydrology. *WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION*, (WMO-No. 561). 54, 59, 73
- STRAHLER, A. N. (1952). Hypsometric (area altitude) analysis of erosional topology. *Geol Soc Am Bull*, 63:1117–1142. 6
- STRAUB, L. (1935). Missouri river report, appendix xv us serial no. 9829, house document no. 238. *In 73rd Congress, 2nd session*. 168, 183, 187

-
- SURELL, A. (1847). *Mémoire sur l'amélioration des embouchures du Rhône*. Imprimerie Ballivet et Fabre. 14, 95
- SYVITSKI, J. (2003). Supply and flux of sediment along hydrological pathways : research for the 21st century. *Global and Planetary Change*, 39(1-2):1–11. 17
- SYVITSKI, J. P. (2007). *Principles, methods and application of particle size analysis*. Cambridge University Press. 62, 63, 65
- SYVITSKI, J. P., VÖRÖSMARTY, C. J., KETTNER, A. J. et GREEN, P. (2005). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *science*, 308(5720):376–380. 9
- SZUPIANY, R. N., LOPEZ WEIBEL, C., GUERRERO, M., LATOSINSKI, F., WOOD, M., DOMINGUEZ RUBEN, L. et OBERG, K. (2019). Estimating sand concentrations using ADCP-based acoustic inversion in a large fluvial system characterized by bi-modal suspended-sediment distributions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(6):1295–1308. 67
- THOLLET, F., LE BESCOND, C., LAGOUY, M., A., G., GRISOT, G., LE COZ, J., COQUERY, M., LEPAGE, H., GAIROARD, S., GATTACCECA, J., AMBROSI, J.-P. et RADAKOVITCH, O. (2018). Observatoire des sédiments du Rhône sur bdoh. <https://dx.doi.org/10.17180/OBS.OSR>. 124
- THOLLET, F., LE COZ, J., ANTOINE, G., FRANÇOIS, P., SAGUINTAAH, L., LAUNAY, M. et CAMENEN, B. (2013). Influence de la granulométrie des particules sur la mesure par turbidimétrie des flux de matières en suspension dans les cours d'eau. *Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau*, (4):50–56. 66, 151
- THOLLET, F., LE COZ, J., DRAMAIS, G., NORD, G., LE BOURSICAUD, R., JACOB, E. et BUFFET, A. (2017). Mesure de débit en rivière par station radar hauteur/vitesse selon la méthode de la vitesse témoin. *La Houille Blanche*, (5):9–15. 69
- THOMAS, R. B. (1985). Estimating total suspended sediment yield with probability sampling. *Water Resources Research*, 21(9):1381–1388. 228
- THORNE, P. D. et HANES, D. M. (2002). A review of acoustic measurement of small-scale sediment processes. *Continental shelf research*, 22(4):603–632. 67
- TIRON DUȚU, L., PROVANSAL, M., LE COZ, J. et DUȚU, F. (2014). Contrasted sediment processes and morphological adjustments in three successive cutoff meanders of the Danube delta. *Geomorphology*, 204:154–164. 16
- TOPPING, D., RUBIN, D. et VIERRA JR., L. (2000). Colorado river sediment transport 1. natural sediment supply limitation and the influence of Glen Canyon Dam. *Water Resources Research*, 36(2):515–542. 5, 41, 84
- TOPPING, D., WRIGHT, S., MELIS, T. et RUBIN, D. (2007). High-resolution measurements of suspended-sediment concentration and grain size in the Colorado river in Grand Canyon using a multi-frequency acoustic system. In *Proceedings of the 10th International Symposium on River Sedimentation*, volume 3, page 19. World Association for Sediment and Erosion Research Moscow. 69, 204
- TOPPING, D. J., RUBIN, D. M., WRIGHT, S. A. et MELIS, T. S. (2011). Field evaluation of the error arising from inadequate time averaging in the standard use of depth-integrating suspended-sediment samplers. *US Geological Survey*, (Professional Paper 1774). 57, 72, 137, 138, 149, 150, 166, 200, 201
- TOPPING, D. J. et WRIGHT, S. A. (2016). Long-term continuous acoustical suspended-sediment measurements in rivers-theory, application, bias, and error. Rapport technique, US Geological Survey. 16, 70, 220
-

- TORRES, A., BRANDT, J., LEAR, K. et LIU, J. (2017). A looming tragedy of the sand commons. *Science*, 357(6355):970–971. [1](#)
- TRIBUNAL ADMINISTRATIF DE GRENOBLE (2014). Condamnation de la société EDF à verser une indemnité suite à des désagréments causés à une usine hydroélectrique. *Jurisprudence*. [7](#)
- TUROWSKI, J. M., RICKENMANN, D. et DADSON, S. J. (2010). The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload : a review of empirical data. *Sedimentology*, 57(4):1126–1146. [198](#)
- UNEP/MAP/MED (2003). Riverine transport of water, sediments and pollutants to the Mediterranean sea. Rapport technique MAP Technical Reports Series No. 141, UNEP/MAP/MED, Athens. [95](#)
- US EPA (1999). Method 160.2 : Total suspended solids (tss) (gravimetric, dried at 103–105°C). *Revised Ed., Washington, D.C.*, page 3p. [154](#), [155](#), [157](#)
- VAN RIJN, L. C. (1984). Sediment transport, part II : suspended load transport. *Journal of hydraulic engineering*, 110(11):1613–1641. [33](#), [40](#), [45](#), [168](#), [211](#), [232](#), [247](#), [254](#)
- VAN RIJN, L. C. (2007). Unified view of sediment transport by currents and waves. ii : Suspended transport. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(6):668–689. [36](#), [45](#)
- VAN RIJN, L. C. et al. (1993). *Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas*, volume 1006. Aqua publications Amsterdam. [40](#)
- VAN VEEN, J. (1937). Transport de sable par des courants dans les cours inférieurs des rivières néerlandaises, dans les estuaires néerlandais et dans la mer du nord. *Ass. int. d'Hydrologie scientifique, Bulletin N. 22. Pithiviers*. [58](#), [77](#)
- VANONI, V. A. (1946). Transportation of suspended sediment by running water. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 111:67–133. [26](#), [37](#)
- VÁZQUEZ-TARRÍO, D., TAL, M., CAMENEN, B. et PIÉGAY, H. (2019). Effects of continuous embankments and successive run-of-the-river dams on bedload transport capacities along the rhône river, france. *Science of The Total Environment*, 658:1375–1389. [204](#)
- VELLA, C., FLEURY, T.-J., RACCASI, G., PROVANSAL, M., SABATIER, F. et BOURCIER, M. (2005). Evolution of the rhône delta plain in the holocene. *Marine geology*, 222:235–265. [106](#)
- VENDITTI, J., CHURCH, M., ATTARD, M. et HAUGHT, D. (2016). Use of adcps for suspended sediment transport monitoring : An empirical approach. *Water Resources Research*, 52(4):2715–2736. [67](#)
- VERGNE, A. (2018). *Mesure acoustique des sédiments en suspension dans les rivières*. Thèse de doctorat, Grenoble Alpes. [21](#), [67](#), [68](#), [257](#)
- VERGNE, A., LE COZ, J., BERNI, C. et PIERREFEU, G. (2020). Using a down-looking multi-frequency abs for measuring suspended sediments in rivers. *Water Resources Research*, 56(2): e2019WR024877. [220](#)
- VERNEY, R. (2019). Dynamique des matières en suspension en zone côtière et estuarienne. *Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Ecole Doctorale Sciences de la Mer et du Littoral. Université de Bretagne occidentale*. [65](#), [78](#)
- VERSINI, P. A., JOANNIS, C. et CHEBBO, G. (2015). *Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement*. Guides et Protocoles. [67](#), [151](#)
- VOICHICK, N., TOPPING, D. J. et GRIFFITHS, R. E. (2018). False low turbidity readings from optical probes during high suspended-sediment concentrations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(3):1767–1773. [66](#)

- VONGVIXAY, A. (2012). *Mesure et analyse de la dynamique temporelle des flux solides dans les petits bassins versants. Cas d'un bassin versant agricole en région d'élevage (Le Moulinet, Basse-Normandie, France)*. Thèse de doctorat, Université européenne de Bretagne. 66
- VON KARMAN, T. (1921). Über laminare und turbulente reibung. *ZAMM-Journal of Applied Mathematics and Mechanics/Zeitschrift für Angewandte Mathematik und Mechanik*, 1(4):233–252. 34
- VON KARMAN, T. (1930). Mechanische ähnlichkeit und turbulenz, nachr. ges. wiss. göttingen, math.-phys. kl.(1930) 58–76'. *Proc. 3. Int. Cong. Appl. Mech*, pages 322–346. 43
- VOUSDOKAS, M., RANASINGHE, R., MENTASCHI, L. *et al.* (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, (10):260–263. 5
- WALLING, D. (1977). Limitations of the rating curve technique for estimating suspended sediment loads, with particular reference to British rivers. 227, 229
- WALLING, D. (1987). Material transport by the world's rivers : evolving perspectives. *Water for the future : Hydrology in perspective*, pages 313–329. 9
- WALLING, D. (1988). The reliability of rating curve estimates of suspended sediment yield : some further comments. *In Symposium on Sediment Budgets, Porto Alegre, Brazil, 1988*. 228
- WALLING, D. (2006). Human impact on land-ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology*, 79(3-4):192–216. 90
- WALLING, D. et FANG, D. (2003). Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and planetary change*, 39(1-2):111–126. 17, 198
- WALLING, D. et MOOREHEAD, P. (1989). The particle size characteristics of fluvial suspended sediment : an overview. *In Sediment/Water Interactions*, pages 125–149. Springer. 9
- WALLING, D. E. (2008). The changing sediment load of the Mekong River. *AMBIO : A Journal of the Human Environment*, 2008 37((3)):150–157. 88
- WALLING, D. E., OWENS, P. N., WATERFALL, B. D., LEEKS, G. J. et WASS, P. D. (2000). The particle size characteristics of fluvial suspended sediment in the humber and tweed catchments, uk. *Science of the Total Environment*, 251:205–222. 67, 198
- WENTWORTH, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30(5):377–392. 4, 29
- WILCOCK, P. R. et KENWORTHY, S. T. (2002). A two-fraction model for the transport of sand/gravel mixtures. *Water Resources Research*, 38(10):12–1. 45
- WILLIAMS, G. P. (1966). Particle roundness and surface texture effects on fall velocity. *Journal of Sedimentary Research*, 36(1):255–259. 27
- WOLMAN, M. G. (1954). A method of sampling coarse river-bed material. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, 35(6):951–956. 61
- WOLTMANN, R. (1790). Theorie und Gebrauch des hydrometrischen Flügels oder eine zuverlässige Methode die Geschwindigkeit der Winde und strömenden Gewässer zu beobachten. *Hoffmann, Bibliothèque de l'état de Bavière*. 46
- WOOD, M. S. (2019). An overview of selected sediment surrogate technologies. *Short Course at the SEDHYD 2019 Conference*. 70
- WOOD, M. S., SZUPIANY, R. N., BOLDT, J. A., STRAUB, T. et DOMANSKI, M. M. (2019). Measuring suspended sediment in sand-bedded rivers using down-looking acoustic doppler current profilers. *Joint Federal Interagency Sedimentation and Hydrologic Modeling Conference*. 67
- WREN, D., BARKDOLL, B., KUHNLE, R. et DERROW, R. (2000). Field techniques for suspended-sediment measurement. *Journal of Hydraulic Engineering*, 126(2):97–104. 66

- WRIGHT, S. A., TOPPING, D. J. et WILLIAMS, C. A. (2010). Discriminating silt-and-clay from suspended-sand in rivers using side-looking acoustic profilers. *In Joint Federal Interagency Conference 2010 : Hydrology and sedimentation for a changing future : existing and emerging issues*. 69
- XIAOQING, Y. *et al.* (2003). Manual on sediment management and measurement. *World Meteorological Organization - Operational Hydrology Report no. 47*, page 176. 59, 73, 198
- XIE, H., LIU, Y. et ZHANG, M. (2019). Design of acoustic doppler current profiler calibration system. *In IOP Conference Series : Materials Science and Engineering*, volume 688, page 033015. IOP Publishing. 139
- YALIN, M. S. *et al.* (1972). *Mechanics of sediment transport*. Pergamon Press. 34, 35, 36
- YANG, C. T. (2006). Erosion and sedimentation manual. *US Dep. of the Interior, Bureau of Reclamation, Denver, CO*. 27
- ZEBRACKI, M., EYROLLE-BOYER, F., EVRARD, O., CLAVAL, D., MOURIER, B., GAIROARD, S., CAGNAT, X. et ANTONELLI, C. (2015). Tracing the origin of suspended sediment in a large mediterranean river by combining continuous river monitoring and measurement of artificial and natural radionuclides. *Science of the Total Environment*, 502:122–132. 95

Projet d'annexe de la norme ISO 24578

Cet extrait du projet de norme sur la méthode et le déploiement des ADCP a été rédigé durant la thèse et est en cours de discussion dans la commission internationale X10C. « Les extraits du projet de norme NF ISO 24578 Hydrométrie – Profils Doppler acoustiques – Méthode et application pour le mesurage du débit en conduites ouvertes sont reproduits avec l'accord d'AFNOR. Seul le texte original et complet de la norme telle que diffusée par AFNOR Editions – accessible via le site internet www.boutique.afnor.org – a valeur normative »

Methods for estimating the uncertainty of discharge measurements made using ADCPs are developed currently in several research groups around the world. We can distinguish two approaches : the uncertainty propagation methods which are still a challenge, and the in situ collaborative interlaboratory methods which allow an empirical estimation of the uncertainty of ADCP gauging techniques in given measurement conditions ([Dramais *et al.*, 2014](#)).

A bibliography of propagation method applications is proposed in [Moore *et al.* \(2016\)](#), for example [González-Castro et Muste \(2007\)](#) provided a framework for the assessment of uncertainty in moving-boat ADCP measurements, which, while complete, is complex and requires knowledge of the correlation between error sources and repeat measurements. The World Meteorological Organization's Commission for Hydrology recommended adoption of the Guide to Expression of Uncertainty in Measurement (International Standards Organization 1993) for hydrometry ([Muste, 2009](#)) and some researchers [Kim et Yu \(2010\)](#) have attempted to adopt similar frameworks. What can be observed is that the quantification of uncertainty using such frameworks remains a challenge since the information required for these calculations is not readily available. [Dramais \(2011\)](#) presented a simplified and operational expression for the computation of uncertainty, including Type A and Type B evaluations of uncertainty. [García *et al.* \(2012\)](#) also presented a model for quantifying the errors of moving-boat ADCP measurements, though their model only accounted for random errors. A number of studies have focused on the evaluation of the uncertainty of the discharge calculated using the velocity-area method, which is also known as the section-by-section or stationary ADCP method [Huang \(2011\)](#); [Cohn *et al.* \(2012\)](#); [Lee *et al.* \(2014\)](#). For example, [Lee *et al.* \(2014\)](#) implemented uncertainty analysis on the discharge calculated from section-by-section measurements made with an ADCP. They derived an analytical expression for the uncertainty of the total discharge, which they applied to measurements made in a stream that was 7.5 m wide and 0.6 m deep. Due to the nature of stationary ADCP measurements in shallow flows, they were able to estimate the uncertainty due to such things as sampling time and error in depth measurement.

Softwares

Using this knowledge several companies developed software for computing gaging uncertainties such as Oursin ([Pierrefeu *et al.*, 2017](#)). The principle of OURSIN is to vary parameters to determine their influence on the overall uncertainty. After calculation processing, OURSIN generates a file composed of the gaging result associated with uncertainty with graphs showing the weight of each uncertainty source.

The software program, QRev ([Mueller, 2016](#)) computes the discharge from moving-boat ADCP measurements using data collected with most ADCPs. QRev automates filtering and quality checking of the collected data and provides feedback to the user of potential quality issues with the measurement. Various statistics and characteristics of the measurement, in addition to a simple uncertainty assessment are provided to the user to assist them in properly rating the measurement.

QUant [Moore *et al.* \(2016\)](#), is a software tool using Monte Carlo simulations for assessing uncertainty of moving-boat ADCP discharge measurements. Analysis was performed on several data sets in order to evaluate the relative contribution of a range of error sources to the total estimated uncertainty. The factors that differed among data sets included the fraction of unmeasured discharge relative to the total discharge, flow non-uniformity, and operator decisions about instrument programming and measurement cross section. It was found that the estimated uncertainty is dominated by uncertainty of the discharge in the unmeasured areas, highlighting the importance of appropriate selection of the site, the instrument, and the user inputs required to estimate the unmeasured discharge. The main contributor to uncertainty was invalid data, but spatial inhomogeneity in water velocity and bottom-track velocity also contributed, as did variation in the edge velocity, uncertainty in the edge distances, edge coefficients, and the top and bottom extrapolation methods. To a lesser extent, spatial inhomogeneity in the bottom depth also contributed to the total uncertainty, as did uncertainty in the ADCP draft at shallow sites. They also provide quantitative feedback to the ADCP operators about the quality of their measurements, indicating which parameters are contributing most to uncertainty.

Collaborative tests

Since 2007, field inter-laboratory experiments have been conducted in several countries ([Despax *et al.*, 2019](#)). Theses in situ collaborative interlaboratory experiments are a valuable tool for empirically estimating the uncertainty of stream gauging techniques in given measurement conditions. [Le Coz *et al.* \(2016\)](#) propose a simple procedure for organizing such experiments and processing the results according to the authoritative ISO standards related to interlaboratory experiments, which are of common practice in many metrological fields. Beyond the computation and interpretation of the results, some issues are already discussed regarding the estimation of the stream gauging technique bias in the absence of accurate enough discharge references in rivers. The interest and limitations of the in situ collaborative interlaboratory experiments are exemplified by an application conducted in 2010 at two different sites downstream of Génissiat hydropower plant in the Rhône river, France. Typically, the expanded uncertainty (with a probability level of 95%) of the average discharge over six successive transects varied from 5% at one site with favorable conditions to 9%

at the other site due to unstable flow conditions.

Conclusion

To know the precision of a flow measurement result, one has to study the contribution of the different sources of error in the measure. Through numerous inter-laboratory experiments, it has been shown that under favorable conditions (6 transect repetitions, ratio between extrapolated and measured flow up to 0.65, and steady flow conditions) the uncertainty of a gaging at the 95% confidence level can be estimated at 5%. As shown during collaborative experiments this result can be improved by using several ADCPs. To control most of this uncertainty, people in charge of gauging must be familiar with the measurement process, be aware of the limitations of the deployment conditions and understand be familiar with the calculations that will lead to a reliable result.



Liste des publications et communications liées à la thèse

Articles dans des revues internationales de rang A

Dramais, G., Camenen, B. et Le Coz, J. (2018). Comparaison de méthodes pour la mesure des matières en suspension dans les cours d'eau, en présence de sable. *La Houille Blanche*, 2018(5-6) :96–105.

Camenen, B., Naudet, G. Dramais, G., Le Coz, J., Paquier, A. (2019). A multi-technique approach for evaluating sand dynamics in a complex engineered piedmont river system. *Science of The Total Environment*, 2019 (657) :485-497.

Dramais, G., Le Coz, J., Camenen, B., Topping, D. J., Santini, W. et Pierrefeu, G. (2020). River suspended-sand discharge computation, using water samples and high-resolution adcp measurements. Soumis à *Earth Surface Processes and Landforms*.

Articles de conférences

Dramais, G., Camenen, B., Le Coz, J., Thollet, F., Le Bescond, C., Lagouy, M., Buffet, A. et Lacroix, F. (2018). Comparison of standardized methods for suspended solid concentration measurements in river samples. In *River Flow 2018 : 9th International Conference on Fluvial Hydraulics*, Lyon, France.

Dramais, G., Camenen, B., Le Coz, J., Topping, D. J., Peteuil, C. et Pierrefeu, G. (2019). A physically based method of combining adcp velocity data with point samples to compute suspended-sand discharge, application to the Rhone River, France. In *SEDHYD conference*, May 2019, Reno (Nevada),USA. Third price of the best student paper.

Dramais, G., Le Coz, J., Camenen, B. et Pierrefeu, G. (2020). Sampling suspended sand in rivers using instantaneous horizontal bottle samplers : a comparison against other techniques. *River Flow 2020 : 10th International Conference on Fluvial Hydraulics*, juillet 2020, Delft, Pays-Bas (Online).

Posters

Dramais, G., Camenen, B., Le Coz, J., Pierrefeu, G., Peteuil, C. et Fretaud, T. (2018). Observation and modeling of sand fluxes in the Rhône river during a flood. In AGU Fall Meeting, December 2018, Washington DC, USA.

Dramais, G., Camenen, B., Le Coz, J., Thollet, F., Le Bescond, C., Lagouy, M., Buffet, A. et Lacroix, F. (2018). Comparison of standardized methods for suspended solid concentration measurements in river samples. In River Flow 2018 : 9th International Conference on Fluvial Hydraulics, Lyon, France.

Dramais, G., Camenen, B., Le Coz, J., Topping, D. J., Peteuil, C. et Pierrefeu, G. (2019). A physically based method of combining adcp velocity data with point samples to compute suspended-sand discharge, application to the Rhone River, France. In SEDHYD conference, May 2019, Reno (Nevada),USA.

Communications à des congrès

Dramais, G., Camenen, B. et Le Coz, J. (2017). Comparaison de méthodes pour l'analyse des matières en suspension dans les cours d'eau, en présence de sable. Conférence Transport Sédimentaire et Morphodynamique des Rivières, novembre 2017, Villeurbanne, France.

Rapports techniques

Dramais, G., Henry, E., Naudet, G., Thollet, F., Lagouy, M., Buffet, A., Hauet, A., Lehmann, E., Kennel, R., Le Coz, J. et Camenen, B. (2018). Quantification de la charge sableuse à Chancy, Bognes et Champagneux durant l'APAVÉR. Livrable OSR4, (I.1).

Dramais, G. (2020). Retour d'expérience sur le prélèvement et l'analyse des sédiments en suspension en rivière : enseignements d'un séjour au GCMRC (USGS). Rapport technique, INRAE.

Observation and modelling of sand fluxes in large rivers

Abstract Suspended-sand budgets estimation are important for hydrologists and river managers. It is required for river restoration and monitoring, river engineering, flood risk evaluation. Suspended-sand budgets are still difficult to establish, due to large uncertainty and scarce data, which does not allow appropriate diagnosis and decision making. Two main modes of sand transport are currently described : bedload and graded suspended load. The moving sand load depends both on the transport capacity of the river reach and on the supply of sand from upstream, river-bed and banks. The main motivation of this thesis is to quantify and reduce suspended-sand fluxes uncertainty in large rivers with a physically based approach. This work looks at the main uncertainty sources in suspended-sand flux data, related to sampling representativeness, sample analysis, and computation in the cross-section. One highlighted concern is that without a sand suitable analysis protocol, the amount of sand can be underestimated. A field measurement protocol and a surrogate method for suspended-sand flux computation in the cross-section are proposed. The method combines point sampling measurements and ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) data. This approach is applied on four large rivers in various morphological and flow conditions : the Colorado, Rhône, Mekong, and Amazon Rivers. Various sand rating curves approaches (physically based or empirical) are studied. The results of suspended sand flux measurements combined with suspended sand rating curve models allow, by a Bayesian approach, to determine continuous suspended-sand load, budgets and their associated uncertainties.

Keywords : suspended sand ; concentration profile ; ADCP ; flux.

Observation et modélisation des flux de sable dans les grands cours d'eau

Résumé Disposer de bilans de flux de sable dans les cours d'eau est important. Les enjeux socio-économiques sont multiples avec des aspects écologiques, industriels et de sécurité notamment. Les bilans de flux de sable restent actuellement difficiles à établir, du fait de la grande incertitude du peu de données existantes, ce qui ne permet pas un diagnostic et une prise de décision efficaces. Le sable des cours d'eau est transporté par charriage et suspension graduée. Les volumes de sable déplacés sont déterminés par la capacité de transport de l'écoulement et par la disponibilité des matériaux (apports amont, fond, berges). La motivation générale de cette thèse est de quantifier et réduire l'incertitude sur les flux de sable dans les grands cours d'eau par une approche à base physique. Ce travail explore les principales sources d'incertitude des jaugeages solides, liées à la représentativité des prélèvements, aux analyses, au calcul de flux dans la section. Il ressort que sans procédure d'analyse adaptée, la proportion de sable peut être fortement sous-estimée. Un protocole de mesure de terrain et une méthode alternative de calcul de flux sont proposées. La méthode combine des prélèvements ponctuels et des mesures ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Cette approche est testée sur plusieurs grands fleuves (Colorado, Rhône, Mékong, Amazone). Plusieurs types de courbes de tarage de sable (empiriques ou à base physique) sont ensuite testées. Les résultats de jaugeages solides, combinés à des modèles de courbe de tarage de sable vont ensuite permettre, par une approche bayésienne, de déterminer des séries temporelles et des bilans de flux de sable ainsi que leurs incertitudes associées.

Mots-clefs : sable en suspension ; profil de concentration ; ADCP ; flux.