



**Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région
Méditerranéenne: Fonctionnement et
Biodiversité**
**Evaluation de l'impact de la pollution
routière sur les communautés animales aquatiques**

Olivier Scher

► **To cite this version:**

Olivier Scher. Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région Méditerranéenne: Fonctionnement et Biodiversité. Evaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques. Ecologie, Environnement. Université de Provence - Aix-Marseille I, 2005. Français. NNT: . tel-00109123

HAL Id: tel-00109123

<https://theses.hal.science/tel-00109123>

Submitted on 23 Oct 2006

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.

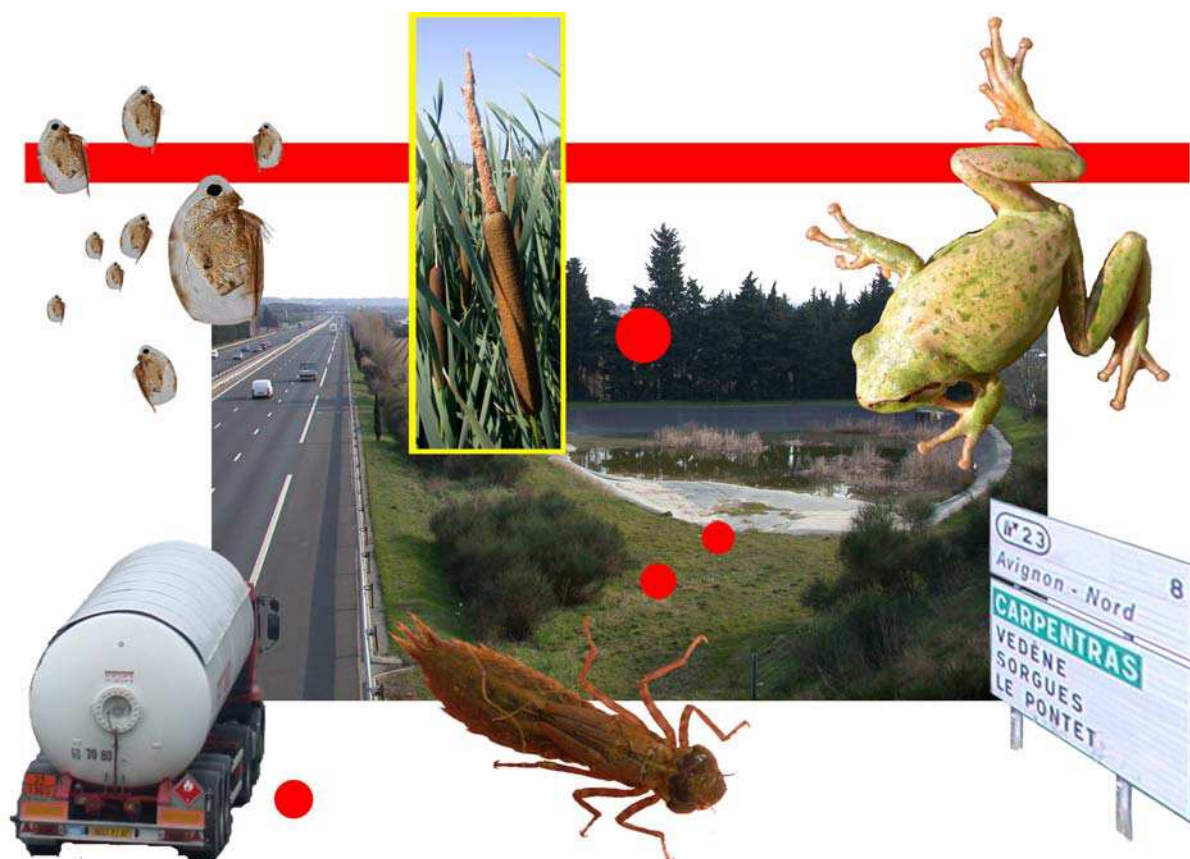
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE

- UNIVERSITE DE PROVENCE -
AIX-MARSEILLE I

LES BASSINS D'EAU PLUVIALE AUTOROUTIERS EN REGION MEDITERRANENNE : FONCTIONNEMENT et BIODIVERSITE

Evaluation de l'Impact de la Pollution Routière sur les
Communautés Animales Aquatiques



Olivier SCHER

- DECEMBRE 2005 -



THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE PROVENCE

Discipline : Ecologie des systèmes aquatiques continentaux

présentée et soutenue publiquement
le 9 décembre 2005

par

OLIVIER SCHER

**LES BASSINS D'EAU PLUVIALE AUTOROUTIERS EN REGION
MEDITERRANEENNE: FONCTIONNEMENT ET BIODIVERSITE**

EVALUATION DE L'IMPACT DE LA POLLUTION ROUTIERE SUR LES
COMMUNAUTES ANIMALES AQUATIQUES

Directeur de thèse :

Pr. A. THIÉRY

JURY

M. R. CÉRÉGHINO, Professeur, Université Toulouse III	Rapporteur
M. B. OERTLI, Professeur HES, Ecole d'ingénieur HES de Lullier, Genève	Rapporteur
M. C. EMBLANCH, Maître de Conférence, Université d'Avignon	Examineur
M. C. MIAUD, Maître de Conférence, Université de Savoie	Examineur
M. B. SAJALOLI, Maître de Conférence, Université d'Orléans	Examineur
M. A. THIÉRY, Professeur, Université de Provence	Examineur
M. M. DESPRÉAUX, Attaché prévention pollution, Autoroutes du Sud de le France	Invité

Remerciements

Cette thèse a bénéficié du soutien de l'Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) au travers du programme CIFRE (bourse n° 609/2001) en collaboration avec les Autoroutes du Sud de la France (ASF).

Je souhaite vivement remercier Régis CEREGRINO et Beat OERTLI pour avoir accepté d'être rapporteurs du présent travail malgré leurs emplois du temps, plus que chargés et leurs nombreuses obligations. Merci également à l'ensemble des membres du jury pour l'intérêt que vous avez tous témoigné pour cette étude et pour les échanges enthousiastes que nous avons pu avoir lors de différents congrès. Merci sincèrement de l'honneur que vous me faites en prenant part à mon jury de thèse.

Je tiens à remercier deux personnes en particulier auxquelles je souhaite dédier ce travail. Tout d'abord Monsieur GONNET, mon instituteur à l'école primaire, qui a fortement encouragé ma passion pour la Nature, et grâce auquel elle est restée intacte depuis lors. Ensuite, Jean GRAZIANI, rencontré quelques années plus tard et qui, un jour d'été sur son île Corse, m'a définitivement convaincu de m'inscrire à l'Université afin, m'a-t-il dit de vivre pleinement cette passion. Qu'il sache que ses encouragements m'ont poussé tout au long de mes études.

Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans l'énergie déployée par Alain THIERY pour faire prendre conscience à une entreprise telle que les ASF de l'intérêt d'une étude d'Ecologie sur les bassins de bords d'autoroute. Je tiens à sincèrement te remercier de la confiance que tu m'as accordée en me proposant ce travail ainsi que pour la grande liberté d'action que tu m'as octroyée pour mener à bien ce projet.

Cette étude n'aurait pu être menée à terme sans la forte implication de l'entreprise ASF tout au long du projet. Je tiens à chaleureusement remercier Philippe CHAVAREN pour tout ce qu'il a apporté à mon travail, pour ses points de vue, ses prises de position, sa présence à mes côtés lors de plusieurs colloques et sa très sincère sensibilité à la protection de l'Environnement. Je souhaite également remercier Marc DESPREAUX pour les nombreuses discussions que nous avons eues, pour son implication dans cette étude, pour ses conseils et le temps qu'il m'a accordé ainsi que pour la drague à sédiments qu'il a su dégoter quand le besoin s'en est fait sentir

Je remercie également tous les membres de l'E.R. « Biodiversité et Environnement » pour leur accueil au sein du laboratoire de Biologie Animale (Plancton) de l'Université de Provence.

J'adresse en particulier un très grand merci à Dalila qui a subi l'envahissement de son bureau par des montagnes d'échantillons, flacons et autres bizarreries et qui a su faire preuve de beaucoup de diplomatie !. Je sais que cela n'a été facile tous les jours d'avoir un collègue tel que moi et je m'excuse encore pour les désagréments causés par mes manipulations et tris de sédiment...J'ai vraiment apprécié ta présence et te souhaite le meilleur pour tes projets futurs, d'un côté ou de l'autre de la Méditerranée.

Je tiens aussi à saluer Jean-Michel, pour sa bonne humeur communicative, sa sincérité, sa curiosité et sa grande disponibilité quelle que soit la nature de la demande ; Yvette, pour sa gentillesse inégalable ; Séverine, avec qui j'aurais aimé continuer à développer l'aspect « génotoxicité amphibiens » ainsi que Martine pour les discussions, toujours intéressantes, que nous avons partagées et ce, quelque soit le sujet abordé...

A l'Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse, je souhaite remercier l'équipe d'Hydrogéologie pour son accueil chaleureux et pour m'avoir permis de conduire toutes les analyses ioniques nécessaires. Merci à Roland SIMLER pour sa bonne humeur, son esprit pédagogique, sa patience et pour tous les logiciels super efficaces et pratiques qu'il crée tous les jours.

Trois ans et demi, c'est aussi des rencontres et des amitiés liées au grès des échanges et discussions de couloir ou autres. Certaines personnes m'ont apporté beaucoup d'énergie, d'écoute et de conseils. En outre, ce sont des gens passionnés par leur travail qui savent partager et communiquer leur foi dans la chose scientifique.

Je tiens avant tout à saluer Nicolas, dit « Stolz », partenaire de galère doctorale et grâce auquel la vie à St Charles a été bien plus agréable. Merci à toi pour tous ces repas partagés dans la cour sous le soleil de Marseille à refaire le monde, discuter de musique ou de nos soucis de protocoles et d'analyses...J'espère que toi aussi, tu boucleras vite ton manuscrit et que tu pourras trouver un truc sympa à faire du côté de la Drôme ou de l'Ardèche !

Un très grand merci à Gabriel, naturaliste chevronné, pour les moments passés sur le terrain, à courir après les papillons ou les micromammifères, travail régulièrement récompensé par de bonnes bières belges agrémentées de pâtisseries chocolatées martiguanaises. Il n'y a que toi capable de proposer de la glace à la mangue sur le terrain, en plein cagnard, grâce à ton thermos hongrois magique !

Je souhaite adresser des remerciements particuliers à Jeff et lui témoigner ici ma profonde amitié. Merci à toi pour le soutien énorme que tu m'as pas hésité à m'apporter au cours de la rédaction de mon manuscrit ainsi que pour tes points de vue toujours éclairés et tes commentaires qui ont contribué à l'amélioration effective des articles et du manuscrit. Je regrette de ne pas t'avoir rencontré plus tôt mais j'espère que nous pourrons bosser ensemble prochainement, pourquoi pas un jour sur les micromam ?

Pour leurs diverses contributions, que ce soit sur le terrain ou dans le partage d'idées et de réflexions, un grand merci à Mathieu pour les odonates et le chapardage de poires dans les vergers provençaux, à Jean-Philippe pour le coup de main bota, à Christiane, NVM et Laurent pour les sorties amphibiens, à Kate pour les manip substrats et ses corrections de l'anglais, à Evelyne FRANQUET pour le coup de main sur les chironomes, à Frédéric AZEMAR pour les confirmations de détermination cladocères, à Danielle DEFAYE pour les copépodes, à l'ami Philippe à Ouagadougou, à Lolo pour m'avoir initié à cet incroyable outil qu'est Illustrator, à Maurice ROUX pour les approches analytiques, à Bernard pour le prêt d'aquariums, à Marlene de Stockholm, à Manu pour les discussions naturalistes et tout ce qu'il m'a appris sur les chauves-souris, à Fred du bureau d'en dessous, à Yvan du bureau d'au-dessus et à Antoine, grand passionné des amphibiens de la Nouvelle-Zélande à la Guyane.

D'un point de vue plus personnel, je voudrais remercier Marie pour tout ce qu'elle m'apporte depuis bientôt six ans. Merci de m'avoir appris à développer un regard plus critique sur mon travail, à me poser plus de questions et à arrêter d'avancer tout le temps la tête dans la guidon...Je sais que la fin de rédaction a été dure à vivre pour toi, je te remercie d'avoir été patiente.

Le retour en Camargue depuis une année m'a permis de revenir sur mes terres d'avant thèse où j'ai pu compter sur le soutien des anciens objos et consorts : merci à NVM et Sophie, à Antoine « Brandade » et Claire, à Damien et Petra, à Aura et Christophe, à Lolo et Steph, à Nico et Fred, à Ping et Laura, à Steph et Mathieu, à Fabrice et Céline, à Anthony et Katia, à Klein, à Mimile, à Marco et à Olivier et Sandy. Cela m'a vraiment fait du bien de vous avoir tous autour de moi (bien que j'ai saturé assez vite de votre blague préférée « Alors, elle est pas encore finie ta thèse ? ») pour les soirées barbeuks, les bouffes au mas ou ailleurs, les sorties, les fêtes diverses et variées, les prospections Chevêche, les nichoirs à rolhier, les baguages flamants, railleurs ou autres. Merci à tous pour tous ces moments de détente bien remobilisateurs !

A la TdV, merci aussi à Christian, à Marie-Antoinette, aux Beck, à Olivier et à Nicole.

Je me dois d'avoir une pensée pour le Causse Méjean, pour les moments magiques passées là-haut au milieu des Przewalski, pour le chantier lors du 1^{er} départ pour la Mongolie, pour la campagne piégeage avec Simon, pour les croissants géants de Mas St-Chely, pour les lavognes et les brebis...Merci aux 2 Fred et à Seb.

Je remercie enfin mes parents, pour tout ce qu'ils m'ont donné et transmis, pour leur soutien permanent depuis toujours malgré leurs nombreuses interrogations sur la finalité de ces looooongues études...Merci à vous.

« Les études ça vous change, ça fait l'orgueil d'un homme. Il faut bien passer par là pour entrer dans le fond de la vie. Avant on tourne autour seulement. On se prend pour un affranchi mais on bute dans des riens. On rêve de trop. On glisse sur tous les mots. Ca n'est pas ça. Ce n'est rien que des intentions, des apparences. Faut autre chose au résolu. »

CELINE, Voyage au Bout de la nuit. 1952

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION

1. Cadre général de l'étude	3
1-1. Le contexte routier et autoroutier	3
1-2. Un impact environnemental non négligeable	4
1-3. Pollution de l'eau et cadre juridique	6
2. Problématique : des micro-zones humides artificielles soumises à des pressions anthropiques	8
2-1. Des bassins techniques assimilés à des mares ?	8
2-2. Communautés aquatiques et pollution routière	
2-3. Contexte scientifique et objectifs de recherche	9
3. Organisation du manuscrit	10

CHAPITRE I : Choix des Sites et Méthodes d'échantillonnage de la Faune

1. Description des sites	13
1-1. Zone biogéographique	13
1-2. Zone d'étude : délimitation et principales caractéristiques	14
1-3. Choix des stations	16
2. Méthodes d'échantillonnage	18
2-1. Invertébrés aquatiques	18
2-2. Odonates	22
2-3. Amphibiens	23

CHAPITRE II : Origine et importance des différentes sources polluantes

1. Bilan des connaissances en milieu autoroutier	27
2. Objectifs du suivi	28
3. Prélèvements et analyses : protocoles	29
3-1. Eau	29
3-2. Sédiment	29
4. Caractérisation chimique des bassins	31
4-1. Paramètres physico-chimiques	31
4-2. composition ionique	31
4-3. Eléments liés à l'activité routière	36
4-3-1. Colonne d'eau	36
4-3-2. Sédiments	40
4-4. Autres éléments traces	42
4-5. Représentation des données physico-chimiques par une méthode d'intelligence artificielle : la carte de KOHONEN ou SOM (Self Organizing Map)	43
5. Impact du climat	45
5-1. Caractéristiques du climat au cours de la période d'étude	45
5-2. Impact du climat sur la contamination des bassins	49
5-2-1. Dans la colonne d'eau	50
5-2-2. Dans les sédiments	51
6. Impact du trafic	53
6-1. Caractéristiques du trafic au cours de la période d'étude	53
6-2. Impact du trafic sur la contamination des bassins	54
7. Conclusions	55

CHAPITRE III : Biodiversité et structure des communautés

1. Introduction	59
2. Objectifs du suivi	59

3. Invertébrés aquatiques	60
3-1. Evaluation de la richesse spécifique : approches statistiques	60
3-2. Etude comparative de la richesse spécifique des différents bassins	65
3-2-1. <i>Estimateurs de richesse et courbes de raréfaction</i>	65
3-2-2. <i>Composition taxonomique</i>	67
3-2-3. <i>Analyse de la composition faunistique des bassins autoroutiers par une méthode d'intelligence artificielle</i>	69
3-2-4. <i>Conclusion</i>	71
3-3. Comparaison de la richesse des bassins avec des mares naturelles	72
3-4. Etude comparative de la structure des peuplements	73
3-4-1. <i>Invertébrés benthiques</i>	73
Modèles rang/abondance	73
Abondances relatives des taxa échantillonnés	76
3-4-2. <i>Peuplement zooplanctonique</i>	80
3-5. Conclusion de la partie invertébrés aquatiques	84
4. Les communautés d'Odonates	86
4-1. Diversité alpha	86
4-2. Diversité bêta	87
4-3. Diversité gamma	88
5. Les communautés d'Amphibiens	90
5-1. Diversité alpha	90
5-2. Diversité bêta	91
5-3. Une population de Tritons palmés paedomorphes	92
5-3-1. <i>La pedomorphose, définition et occurrence dans le genre Triturus</i>	92
5-3-2. <i>Caractéristiques de la population</i>	92
5-3-3. <i>Quelques hypothèses</i>	94
6. Végétaux aquatiques	96
7. Conclusions	97

CHAPITRE IV : Déterminisme de la biodiversité

1. Introduction	103
2. Objectifs	103
3. Pollution chimique et structure des communautés animales	104
3-1. Invertébrés aquatiques	104
3-1-1. <i>Un effet sur la composition taxonomique ?</i>	104
3-1-2. <i>Un effet sur la richesse ?</i>	105
3-1-3. <i>Un effet sur la diversité ?</i>	106
3-1-4. <i>Sédiments contaminés et structure des communautés</i>	107
3-1-5. <i>Conclusions</i>	108
3-2. Odonates et amphibiens	108
3-3. Approche génotoxique : cas des amphibiens	110
3-3-1. <i>Introduction</i>	110
3-3-2. <i>Test micronoyau et test des comètes</i>	110
3-3-3. <i>Application aux bassins de pluie autoroutiers</i>	112
3-4. Quel risque pour les oiseaux nicheurs des bassins de pluie autoroutiers ? Cas de la gallinule poule-d'eau (<i>Gallinula chloropus</i> Linnaeus 1758)	114
4. D'autres facteurs explicatifs ?	117
4-1. Invertébrés aquatiques	117
4-1-1. <i>Tests sur les pentes de régression</i>	117
4-1-2. <i>Tests sur les indices de richesse et de diversité</i>	117
4-2. Odonates et amphibiens	119
5. Analyse des impacts chimiques liés à l'autoroute sur les communautés animales aquatiques	123
5-1. Invertébrés aquatiques	123
5-2. Odonates et amphibiens	126
5-3. Un outil de bioindication de la qualité de l'eau et des sédiments ?	127
6. Evaluation d'une méthode standardisée d'échantillonnage	129
6-1. Problématique	129

6-2. Description du dispositif et approche analytique	129
6-3. Principaux résultats	130
6-4. Une méthode de diagnostic utilisable en routine ?	133

CHAPITRE V : Quelle Nature pour les bassins autoroutiers ?

1. Mares et bassins : des origines naturelles et anthropiques	139
2. Que représentent les bassins de pluie autoroutiers pour la faune sauvage aquatique ?	139
2-1. Bilan faunistique : l'indéniable attrait des bassins autoroutiers	139
2-2. Une tendance observée dans d'autres régions	140
2-3. Mares temporaires méditerranéennes et bassins de pluie autoroutiers	141
3. Des milieux à risque pour la faune ?	142
4. Comment considérer ces nouveaux espaces écologiques ?	143
4-1. Urbanisation et biodiversité sont-ils compatibles ?	143
4-2. Doit-on développer une gestion favorable à la biodiversité dans les bassins autoroutiers ?	144
4-3. Nature anthropique et Nature vraie : où placer nos efforts ?	146

<u>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</u>	149
------------------------------------	-----

ANNEXE A

Evaluation of a standardised sampling method for invertebrate monitoring in motorway stormwater retention ponds

ANNEXE B

Spatiotemporal dynamics of invertebrate communities in motorway stormwater retention ponds

ANNEXE C

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

ANNEXE D

Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France

ANNEXE E

*Découverte d'une importante population de Tritons palmés *Triturus helveticus* Razoumowsky, 1789 paedomorphes dans un bassin de pluie autoroutier du sud de la France.*

ANNEXE F

Stormwater detention ponds as biodiversity islands ?

ANNEXE G

Données chimiques brutes

ANNEXE H

Données de comptage des invertébrés aquatiques

LISTE DES FIGURES

Fig. In-1. Evolution du réseau autoroutier français entre 1970 et 2002. <i>Source</i> : Ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer 2002.	3
Fig. In-2. Principaux effets écologiques des autoroutes (adapté de SEILER 2001). Avec D.P. = dépendances vertes et T.P.C. = Terre-plein central.	5
Fig. In-3. Principales voies de dispersion des polluants émis en milieu routier (<i>adapté de PAGOTTO 1999</i>).	7
Fig. I-1. Délimitation approximative de la région méditerranéenne. La ligne tracée en noir indique les limites de la région telles que définies par EMBERGER (1930) puis tracées par DAGET (1977). Carte extraite de <i>Biology and Wildlife of the Mediterranean region</i> par BLONDEL & ARONSON (1999).	13
Fig. I-2. Délimitation de la zone d'étude et localisation des stations incluses dans le suivi (bassins ORA, MRA, MRB, MRC, SAL et GRA). Le bassin ORG, pressenti comme témoin, est également figuré. Le réseau autoroutier ASF/ESCOTA (2 871 km au 31/12/03) est figuré en bleu sur la carte de France.	14
Fig. I-3. Fréquence moyenne des directions de vent par groupes de vitesses à Orange (84) entre 1952 et 1975. <i>Source</i> : Météo France.	15
Fig. I-4. Moyennes annuelles (période allant de 1961 à 1975) des températures et des précipitations enregistrées à Orange (A) et Salon-de-provence (B). <i>Source</i> : Météo France.	15
Fig. I-5. Photos des six bassins inclus dans l'étude avec ORA (1), MRA (2), MRB (3), MRC (4) tous créés en 1993, SAL (5) et GRA (6) créés en 1996.	17
Fig. I-6. Courbes d'accumulation des taxa échantillonnés dans chaque bassin (A à E) en fonction du nombre d'échantillons (1 à 6) au cours des 3 premières campagnes (I = 12/03/02, II = 02/04/02 et III = 23/04/02). Les 3 bassins du haut ont une surface maximale supérieure à 0.11 ha alors qu'elle est inférieure à 0.11 ha pour les 2 du bas. Les cadres rouges indiquent le nombre minimum de prélèvements permettant d'observer un plateau de la courbe d'accumulation des taxa.	19
Fig. I-7. Exemple de grille utilisée pour le tirage aléatoire des points des points d'échantillonnage sur le bassin GRA.	19
Fig. I-8. Grille métallique destinée à la récolte des exuvies d'odonates (bassin GRA).	22
Fig. II-1. Sources des différents polluants liés à l'usage et l'entretien de la route.	28
Fig. II-2. Schéma de la drague à sédiments.	30
Fig. II-3. Concentrations moyennes des ions majeurs (meq.L^{-1}) au cours de la période d'étude (mars 2002 – mars 2003) des six bassins étudiés.	32
Fig. II-4. Concentrations moyenne de l'ion chlorure (en meq.L^{-1}) dans l'eau au cours de la période d'étude. Avril A = 02/04/02, avril B = 23/04/02, septembre A = 03/09/02 et B = 12/09/02 (inondations), octobre A = 01/10/02 et B = 29/10/02. Le bassin SAL n'est pas représenté sur ce graphique (valeurs hors échelle).	33
Fig. II-5. Profil ionique annuel moyen des bassins de pluie autoroutiers étudiés selon la représentation graphique de STIFF.	34
Fig. II-6. Profils ioniques mensuels des bassins à substrat artificiel étudiés selon la représentation graphique de STIFF.	35
Fig. II-7. Profils ioniques mensuels des bassins à substrat naturel étudiés selon la représentation graphique de STIFF.	36
Fig. II-8. Phénomènes de complexation des métaux dans l'eau. (adapté de LE GOFF & BONNOMET 2004).	39

Fig. II-9. Evolution temporelle des valeurs médianes des concentrations de glyphosate et d'AMPA dans la colonne d'eau.	39
Fig. II-10. Distribution des échantillons sur la self-organising map (SOM) en relation avec leurs caractéristiques physico-chimiques, et regroupement en fonction de leurs affinités. Les petits numéros correspondent aux échantillons.	43
Fig. II-11. Analyse de la distribution de toutes les variables chimiques sur la carte SOM. Les nuances de gris font référence à la probabilité de présence d'une variable en passant du noir (probabilité élevée) vers le clair (faible probabilité). Cette figure est à comparer à la figure II-12.	44
Fig. II-12. Diagrammes ombrothermiques des deux stations météorologiques. Mesures effectuées entre le 1 ^{er} mars 2002 et le 31 mars 2003. Source : Centre d'Information Régional Agrométéorologique (CIRAME)	46
Fig. II-13. Fréquence des hauteurs d'eau précipitées dans les deux stations météorologiques au cours de notre étude.	47
Fig. II-14. Roses des vents des deux stations météorologiques (année 2002-03) replacées dans le contexte géographique de l'étude. Les chiffres indiqués sur les roses des vents représentent le nombre de jours où le vent a soufflé dans une direction donnée.	48
Fig. II-15. Fréquence des forces du vent enregistrées dans les deux stations météorologiques au cours de l'étude.	49
Fig. II-16. Illustration des turbulences atmosphériques auxquels peuvent être soumis des véhicules circulant sur une structure routière. (A) Accélération du vent dans les vallées ou au contact d'un pont ; (B) circulation du vent le long d'un paysage de collines ; (C) turbulences générées par la présence d'une paroi abrupte (adapté de FORMAN <i>et al.</i> 2003).	52
Fig. II-17. Intensité moyenne mensuelle du trafic sur les autoroutes A7 et A54 au cours de la période d'étude. Les deux sens de circulation sont cumulés. Le trait horizontal représente la médiane du trafic moyen annuel.	53
Fig. II-18. Origine et devenir en milieu aqueux des substances polluantes émises en milieu autoroutier.	56
Fig. III-1. Exemple de courbes d'accumulation et de raréfaction des taxa (bassin GRA). Les flèches indiquent le sens de lecture de chacune des courbes.	64
Fig. III-2. Courbes de raréfaction des taxa échantillonnés dans les 5 bassins de pluie autoroutiers calculées en fonction des occasions de prélèvement (A) et du nombre d'individu (B).	66
Fig. III-3. Représentation schématique du nombre de taxa partagés par l'ensemble des bassins de pluie autoroutier ainsi que par les bassins 2 à 2. Pour chaque bassin, sont signalés le nombre total de taxa échantillonnés et (entre parenthèses) le nombre de taxa spécifiques à ce même bassin.	67
Fig. III-4. Dendrogramme des relations entre bassins d'après leur similarité taxonomique (indice de SØRENSEN).	68
Fig. III-5. Distribution des échantillons sur la self-organising map (SOM) en relation avec leurs assemblages taxonomiques, et regroupement en fonction de leurs affinités. Les numéros correspondent aux échantillons.	70
Fig. III-6. Analyse de la distribution de tous les taxa invertébrés sur la carte SOM. Les nuances de gris font référence à la probabilité de présence d'un taxa en passant du noir (probabilité élevée) vers le clair (faible probabilité). Cette figure est à comparer à la figure III-5.	71
Fig. III-7. Comparaison de la richesse de 6 groupes taxonomiques (de haut en bas : crustacés cladocères, mollusques, éphéméroptères, hétéroptères, coléoptères et diptères) entre notre étude et 4 études de mares naturelles situées en Europe. Le niveau d'identification est précisé à côté de chaque groupe.	72
Fig. III-8. Diagrammes rang/abondance du peuplement benthique de chacun des bassins autoroutiers étudiés avec ORA (A), MRA (B), MRC (C), SAL (D) et GRA (E). Pour chaque bassin, chacune des courbes correspond à une date d'échantillonnage.	74

Fig. III-9. Abondance relative des chironomidés et Oligochètes (figure supérieure) ainsi que des 20 taxa les plus abondants des bassins autoroutiers en fonction du temps. Les dates correspondent à: (1) 12/03/02, (2) 03/04/02, (3) 25/04/02, (4) 15/05/02, (5) 12/06/02, (6) 07/07/02, (7) 06/08/02, (8) 04/09/02, (9) 02/10/02, (10) 30/10/02, (11) 26/11/02, (12) 17/12/02, (13) 21/01/03, (14) 11/02/03, (15) 11/03/03	78
Fig. III-10. Diagrammes rang/abondance du peuplement planctonique de chacun des bassins autoroutiers étudiés avec ORA (A), MRA (B) , MRC (C), SAL (D) et GRA (E). Pour chaque bassin, chacune des courbes correspond à une date d'échantillonnage.	80
Fig. III-11. Représentation schématique de la répartition temporelle des taxa planctoniques dans les différents bassins autoroutiers. Les cases grisées correspondent à la présence du taxa au temps <i>t</i> (cf. Fig. III-8 pour les correspondances) .	82
Fig. III-12. Comparaison des tailles relatives des cladocères les plus abondants dans les bassins de pluie autoroutiers étudiés. Les espèces présentées sont <i>Simocephalus vetulus</i> (1), <i>Chydorus sphaericus</i> (2), <i>Daphnia pulex</i> (3), <i>Alona rectangula</i> (4) et <i>Ceriodaphnia reticulata</i> (5). Les figures sont tirées de <i>Crustacés cladocères</i> (AMOROS 1984).	83
Fig. III-13. Assemblages benthiques (a-n) et zooplanctoniques (1-8) caractéristiques des cinq bassins autoroutiers étudiés. Les taxa représentés correspondent à environ 90 % de l'abondance relative moyenne annuelle dans chacun des bassins. Les taxa encadrés correspondent au taxon dominant de chacun des peuplements (benthique et zooplanctonique) dans chacun des bassins. Le pourcentage fait référence à l'abondance relative moyenne annuelle de ce taxon. Figures tirées de AMOROS (1984) et TACHET <i>et al.</i> (2000). (a) <i>Chaetogaster sp.</i> , (b) <i>Nais sp.</i> , (c) <i>Stylaria sp.</i> , (d) Tubificidae, (e) <i>Physa sp.</i> , (f) <i>Cloeon dipterum</i> , (g) Zygoptera, (h) Anisoptera, (i) <i>Plea laechei</i> , (j) <i>Chaoborus sp.</i> , (k) Tanypodinae, (l) <i>Chironomus sp.</i> , (m) Tanytarsini, (n) Orthocladinae <i>Chydorus sphaericus</i> , (2) <i>Tretoccephala ambigua</i> , (3) <i>Alona rectangula</i> , (4) <i>Ceriodaphnia reticulata</i> , (5) <i>Simocephalus vetulus</i> , (6) <i>Daphnia pulex</i> , (7) Ostracoda, (8) Copepoda	85
Fig. III-14. Regroupement des bassins suivant leur similarité (odonates) calculée avec l'indice de SØRENSEN.	87
Fig. III-15. Exemple d'une espèce fréquente dans la région d'étude mais peu fréquente dans les bassins autoroutiers (a <i>Orthetrum coerulescens</i> dans MRB) et d'une espèce plus fréquente dans les bassins (b <i>Erythromma viridulum</i> dans ORA).	89
Fig. III-16. Photos des cinq espèces d'amphibiens identifiées dans les bassins avec leur indice d'abondance. Photos A, B, D et E , A. JOYEUX (REPTIL'VAR). Les échelles des photos sont différentes.	90
Fig. III-17. Regroupement des bassins suivant leur similarité (amphibiens) calculée avec l'indice de SØRENSEN.	91
Fig. III-18. (a) Ponte de Triton palmé paedomorphe obtenue en aquarium, (b) Triton palmé paedomorphe avec ses branchies.	93
Fig. IV-1. Regroupement des clusters faunistiques (A-E) et chimiques (I-V) obtenus par l'analyse SOM, suivant leur similarité (indice de JACCARD).	104
Fig. IV-2. Droite de régression de la richesse spécifique en fonction de la conductivité.	105
Fig. IV-3. Droite de régression de la valeur de la pente de régression des diagrammes rang/abondance de MOTOMURA calculée pour les invertébrés en fonction de la conductivité.	106
Fig. IV-4. Représentation schématique du protocole de prélèvement et de préparation des érythrocytes d'un amphibien (ici le Crapaud commun <i>Bufo bufo</i>) afin de les soumettre à un test des comètes (en haut) et au test micronoyau (en bas).	111
Fig. IV-5. Photo des cages utilisées pour l'exposition <i>in situ</i> des têtards aux conditions rencontrées dans les bassins de pluie autoroutiers.	112
Fig. IV-6. Quantification des dommages à l'ADN par le test des comètes sur modèle amphibien (<i>Bufo bufo</i>). Les dommages à l'ADN sont quantifiés par un logiciel d'analyse d'image à partir du pourcentage d'ADN présent dans la queue de la comète ainsi que sa longueur. 100 mesures sont réalisées par individu.	113

Fig. IV-7. Exemple de nids et de pontes de Gallinule poule-d'eau <i>Gallinula chloropus</i> trouvés au cours du suivi des bassins de pluie autoroutiers. A = ORA, B = SAL et C = MRA.	115
Fig. IV-8. Détermination des différentes structures paysagères dans un carré de 2 km de côté centré sur chaque bassin à partir des fonds de carte IGN au 1 : 25 000. Cet analyse a permis de calculer le degré d'anthropisation. En encadré, l'exemple du bassin MRB.	121
Fig. IV-9. Regroupement des bassins suivant leur similarité (richesse zooplanctonique) calculée avec l'indice de SØRENSEN.	126
Fig. IV-10. Représentation schématique des 3 substrats artificiels testés dans le bassin GRA. Les substrats 1 (plante en plastique) et 2 (brosse en chiendent) sont benthiques tandis que le substrat 3 (Scotch Brit ®) est pélagique. Les tailles sont précisées dans le texte.	129
Fig. IV-11. Courbe d'accumulation des taxa dans les 3 substrats artificiels PL, BR et PE en fonction de la durée d'exposition.	131
Fig. IV-12. Nombre d'apparitions de nouveaux taxa et de disparitions pour chaque type de substrat et pour chaque période d'exposition.	133
Fig. V-1. Localisation des études conduites sur la biodiversité des bassins de rétention autoroutiers de Haute-Normandie et Ile-de-France par QUILLET (1998) et en Sologne (A71) par SAJALOLI (2004). Dans chaque cadre sont indiqués, entre parenthèse, le nombre de bassins prospectés, le nombre de familles d'invertébrés identifiées ainsi que le nombre d'espèces pour tous les autres groupes. Sont également localisées sur cette carte les mares temporaires étudiées par GIUDICELLI & THIERY (1998) et THIERY (2002).	140
Fig. V-2. Matrices paysagères dans lesquelles s'insèrent les 6 bassins de pluie autoroutiers étudiés. Chaque cercle, de 1 000 m de diamètre est centré sur chacun des bassins.	145
Fig. V-3. Cellule de déshuilage située dans le bassin GRA. Malgré l'existence d'une ouverture en façade, les imagoes d'odonates restent prisonniers de cet ouvrage.	146

LISTE DES TABLES

Tab. I-1. Principales caractéristiques des bassins de pluie autoroutiers inclus dans l'étude (mars 2002 à mars 2003). Le numéro à côté du nom de chaque bassin fait référence à son identification sur la figure I-5.	15
Tab. II-1. Méthodes et protocoles utilisés pour le dosage des éléments recherchés	30
Tab. II-2. Paramètres physico-chimiques relevés dans les six bassins au cours de la période d'étude (mars 2002 – mars 2003). Moyenne $\pm$ écart-type et amplitude [mini - maxi].	31
Tab. II-3. Résultat des dosages effectués dans la colonne d'eau (ions) et références bibliographiques	32
Tab. II-4. Résultat des dosages effectués dans la colonne d'eau (hydrocarbures et métaux) et références bibliographiques	37
Tab. II-5. Résultat des dosages effectués dans les sédiments (hydrocarbures et métaux) et références bibliographiques	40
Tab. II-6. Résultats de l'analyse de variance	41
Tab. II-7. Liste des herbicides détectés dans la colonne d'eau avec leurs valeurs minimum et maximum. (n) correspond au nombre de fois où l'élément a été détecté au cours des 90 analyses d'eau.	42
Tab. II-8. Occurrence des différences herbicides en fonction des mois	43
Tab. II-9. Localisation géographique des études sur la contamination de bassin de protection des eaux autoroutiers	45
Tab. II-10. Correspondance entre la force du vent (Echelle de Beaufort) et sa vitesse (en km/h)	49
Tab. II-11. Variables utilisées pour les analyses de corrélation et de régression linéaire	50
Tab. II-12. Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques (eau) et les variables climatiques choisies. En gras, les corrélations significatives (au seuil de 5 %).	50
Tab. II-13. Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques (sédiments) et les variables climatiques choisies. En gras, les corrélations significatives (au seuil de 5 %).	51
Tab. II-14. Résultat des régressions linéaires simples et multiples pas à pas pour les trois paramètres chimiques sélectionnés.	54
Tab. III-1. Liste des espèces de copépodes observées dans les bassins de pluie autoroutier. A noter, l'absence de calanoïdes. <i>Identification</i> : D. DEFAYE (MNHN).	61
Tab. III-2. Liste des taxa échantillonnés dans les cinq bassins autoroutiers au cours de l'étude (mars 2002 – mars 2003). Le chiffre 1 indique la présence d'un taxa dans le bassin correspondant.	62
Tab. III-3. Valeurs estimées de la richesse spécifique des bassins à partir de différents estimateurs (CHAO2, JACKKNIFE2 et Modèle M(h)).	65
Tab. III-4. Matrices de similarité taxonomique et de distance entre bassins utilisées pour le test de MANTEL.	69
Tab. III-5. Résultats de la comparaison des pentes des différentes droites de régression des diagrammes rang/abondance de chacun des bassins par une Analyse de Covariance	74
Tab. III-6. Résultats de la comparaison des pentes des différentes droites de régression des diagrammes rang/abondance de chacun des bassins par une Analyse de Covariance.	81
Tab. III-7. Résultats du Test de FRIEDMAN ($\alpha = 0.01$) réalisé sur les données rang/abondance	81

Tab. III-8. Liste des espèces d'Odonates identifiées dans les six bassins autoroutiers prospectés. Les cases font référence à des espèces identifiées à la fois sous forme larvaire et imago. Les espèces sont regroupées suivant leur appartenance au sous-ordre des zygoptères (partie supérieure) ou des anisoptères (partie inférieure).	86
Tab. III-9. Classement des espèces d'odonates suivant l'indice Rf_i dans la région d'étude et dans les bassins autoroutiers. Les espèces en grisé sont les espèces communes aux deux classements	88
Tab. III-10. Liste des espèces d'Amphibiens identifiées dans les six bassins autoroutiers prospectés.	90
Tab. III-11. Données démographiques et biométriques de la population paedomorphique de Tritons palmés du bassin GRA	94
Tab. III-12. Liste des végétaux identifiées dans les cinq bassins autoroutiers prospectés. La fréquence relative de chaque espèce dans l'ensemble des bassins est précisée. Les characées n'ont pas été identifiées dans le bassin MRB. Les identifications ont été faites à différentes périodes de l'année.	96
Tab. III-13. Tableau récapitulatif des principales caractéristiques biotiques des bassins étudiés.	98
Tab. IV-1. Matrice de corrélation de Pearson calculée entre les 6 bassins autoroutiers sur la base des moyennes de chaque variable chimique (conductivité, glyphosate, autres herbicides, hydrocarbures totaux et ETM dans la colonne d'eau).	109
Tab. IV-2. Matrices de similarité (indice de SØRENSEN) calculée entre les 6 bassins autoroutiers sur la base de leur composition odonatologique et batrachologique.	109
Tab. IV-3. Résultat des analyses de métaux lourds, HAP et PCB dans les œufs de Galinulle poule-d'eau prélevés dans le bassin SAL. Seuls les résultats positifs sont présentés pour les HAP et PCB.	115
Tab. IV-4. Synthèse des résultats des ANOVA testant l'effet de la DATE de prélèvement, du BASSIN, de la présence d'une BACHE et de la SAISON sur la richesse spécifique S, le nombre d'individus Ind et l'indice de SIMPSON D des communautés invertébrés aquatiques et zooplancton.	118
Tab. IV-5. Liste des variables utilisées dans les analyses. (a) bache PEHD avec 0 = absence, 1 = présence ; (b) hydrologie avec 0 = permanent, 1 = semi permanent et 2 = temporaire ; (c) présence d'arbres ou buissons avec 0 = absents, 1 = rares et 2 = abondants ; (d) nombre total de macrophytes ; (e) helophytes ; (f) hydrophytes ; (g) surface du bassin (ha) ; (h) surface non fragmentée et contiguë au bassin (ha) ; (i) degré d'anthropisation (%) ; (j) distance au point d'eau le plus proche (m).	120
Tab. IV-6. Résultats des tests statistiques. (1) Nombre moyen d'espèces pour chaque type de substrat. Test de MANN-WHITNEY ; (2) Corrélations de SPEARMAN entre le nombre d'espèces et 4 variables environnementales.	120
Tab. IV-7. Evolution de la Richesse (S), de l'indice de SHANNON (H') et de l'Equitabilité (E) de chaque substrat artificiel (PL, BR et PE) en fonction de la durée d'exposition. En gras sont indiquées les valeurs maximum des indices.	131
Tab. IV-8. Evolution de l'indice de similarité de Jaccard (Sj) de chaque type de substrat artificiel (PL, BR et PE) entre la première semaine et toutes les durées d'exposition testées (14, 21 et 35 jours) .	131
Tab. IV-9. Résultats des ANOVA à deux facteurs (type de substrat et durée d'exposition) et des tests de comparaisons multiples (REGWQ) sur les densités des 10 taxa les plus abondants des 3 types de substrats artificiels (PL, BR, PE). Les différences significatives ($p < 0.05$) des tests REGWQ sont classées suivant la densité des taxa (plus élevée à moins élevée). Modifié d'après CASEY & KENDALL (1996).	132
Tab. IV-10. Résultats des ANOVA à deux facteurs (type de substrat et durée d'exposition) et des tests de comparaisons multiples (REGWQ) sur les taxa les plus abondants des 3 types de substrats artificiels (PL, BR, PE). Les différences significatives ($p < 0.05$) des tests REGWQ sont classées suivant la densité des taxa (plus élevée à moins élevée). Modifié d'après CASEY & KENDALL (1996).	132

LISTE DES ENCADRES

Encadré In-1 Définition de la « mare »	8
Encadré I-1 Facteurs à prendre en compte lors de la sélection de la méthode d'échantillonnage des amphibiens	23
Encadré III 1 Modèles rang/abondances	73

INTRODUCTION

« La diversité biologique (...) est aujourd'hui gravement menacée. Rechercher les causes de son érosion, en analyser les mécanismes, prévoir ses conséquences, puis réparer ce qui peut l'être, est l'un des grands défis auxquels la communauté scientifique est confrontée. L'écologie est en première ligne dans ce combat car, par essence métadisciplinaire, elle est de toutes les disciplines scientifiques celle qui a le mieux intégré la diversité des bouleversements de ce « nouveau monde » partout marqué du sceau de l'homme. »

J. BLONDEL

Biogéographie, Approche écologique et évolutive – 1995

Nous sommes tous des usagers de l'autoroute. Et pour cause, dans notre monde contemporain gagné par la fièvre de la vitesse et de la rentabilité, le gain de temps est une valeur sûre. Nous traversons les paysages à toute allure sans vraiment y prêter attention. Qui donc a déjà remarqué la présence de bassins le long des voies ? Ces « mares » de bord de route, ouvrages techniques de protection de la ressource en eau, apparaissent comme des îlots aquatiques perdus au milieu des terres, là où l'homme a tant transformé l'espace naturel. Mais que recèlent ces micro-zones humides ? Quel rôle jouent-elles vis à vis de la biodiversité locale et régionale ? Leur fonction de captage de la pollution routière a-t-elle un impact sur la vie qu'elles hébergent ? La sensibilité de certaines espèces aux perturbations d'origine anthropique peut-elle être utilisée pour développer un outil d'évaluation de la qualité biologique de ces bassins ? Doit-on ou non envisager une gestion favorable au vivant dans ces milieux ? Des questions essentielles à l'heure des grands programmes de conservation de la biodiversité et de la mise en place de mesures de développement durable dans les entreprises.

1. Cadre général de l'étude

1-1. Le contexte routier et autoroutier

Le XX^{ème} siècle a connu une urbanisation sans précédent des milieux naturels et un développement très important du réseau routier et autoroutier. En France par exemple, la mise en service effective de la première autoroute (20 km entre Saint Cloud et Orgeval) ne date que de 1946. Le réseau autoroutier national s'est ensuite fortement développé (Fig. In-1) et totalise aujourd'hui une longueur de 10 509 km (MINISTERE DE L'EQUIPEMENT 2005). Ce développement répond naturellement à la forte croissance du parc automobile au cours de la même période (multiplié par quatre entre 1960 et 1996) qui atteint un total de 29 900 000 véhicules particuliers et 6 139 000 véhicules utilitaires (> 3.5 t) et autobus au 1^{er} janvier 2005 (CCFA 2005). Ce chiffre reflète d'ailleurs bien la place démesurée occupée par la voiture dans notre société. Cette dernière est en effet l'un des principaux biens durables de consommation et représente le poste de dépense des ménages le plus important après le logement (STIGLITZ 2000, IFEN 2001).

Une des particularités du parc automobile français est le taux de véhicules roulant au diesel. C'est en effet l'un des plus importants d'Europe (PRIETO 2004). Ce phénomène s'explique principalement par l'offre accrue des constructeurs depuis 1997 (nouvelles motorisations plus performantes et plus respectueuses de l'environnement) et par l'avantage fiscal de ce carburant (PRIETO 2004). Par conséquent, près de 69 % des nouvelles immatriculations de voitures particulières en 2004 concernaient des véhicules diesel (CCFA 2005).

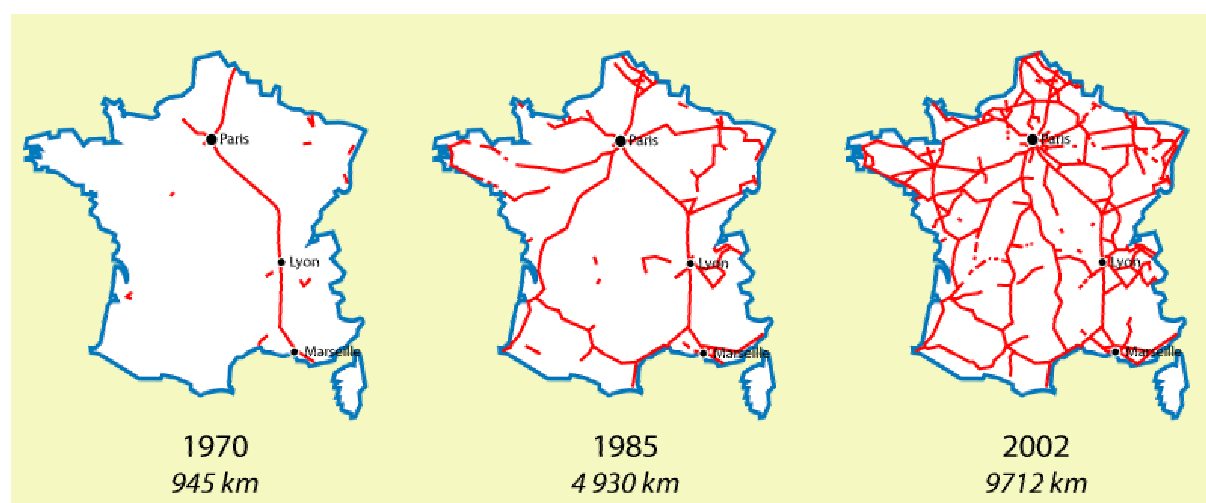


Fig. In-1. Evolution du réseau autoroutier français entre 1970 et 2002. Source : Ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer 2002.

Les routes, et plus particulièrement les autoroutes facilitent le déplacement des biens et des personnes, ce qui justifie la place centrale qu'elles occupent dans le développement économique d'un pays (FORMAN *et al.* 2003). De plus, les politiques commerciales pratiquées aujourd'hui par de très nombreuses entreprises (gestion en flux tendu des marchandises, multiplication des sites de confection...) ainsi que la sous-tarification des transports (due à un excédent de l'offre) tendent à démultiplier l'utilisation du transport routier. Par exemple, la production d'un yaourt aux fraises nécessite dans certains cas le parcours de près de 3500 kilomètres afin de réunir les différents ingrédients nécessaires à sa confection (MÜHLSTEIN 2005). Ces tendances évolutives sont soulignées par l'IFEN (2001) qui précise que la part du transport routier dans le trafic des marchandises est passée de 65 % à 76 % entre 1987 et 1999. L'ensemble de ces phénomènes conduisent logiquement à une saturation du trafic sur les axes de circulation et particulièrement sur les autoroutes. Si la réponse politique à cet engorgement passe par un développement du feroutage (l'AFIT, Agence de Financement des Infrastructures de Transport a été créée dans ce sens en décembre 2003), de nombreuses voies s'élèvent pour exiger l'introduction d'une taxe à la tonne kilomètre telle qu'elle est pratiquée en Suisse depuis janvier 2001 (KREBS & BALMER 2000, SMITH 2003, BOVET 2005, MÜHLSTEIN 2005).

1-2. Un impact environnemental non négligeable

La création puis le fonctionnement d'une structure routière induisent de nombreux processus physiques et biologiques qui affectent plus ou moins profondément les écosystèmes traversés. Ces effets peuvent être classés en sept catégories principales (BENNET 1991, LODE 2000, TROMBULAK & FRISSELL 2000, SEILER 2001, FORMAN *et al.* 2003 et Fig. In-2), à savoir :

1. La perte d'habitats et de communautés suite aux travaux de construction de la route (les espèces sessiles ou à mobilité réduite sont éliminées, des atteintes aux écosystèmes adjacents peuvent également être constatées).
2. La collisions d'animaux avec les véhicules (ces accidents peuvent avoir des effets importants sur la démographie des populations impactées).
3. La modification comportementale de certaines espèces (remplacement de l'habitat, mouvements perturbés, baisse du succès reproducteur, modification de la réponse de fuite, altération de l'état physiologique).
4. L'altérations de l'environnement physique (densité du sol, température, intensité lumineuse, sédimentation, érosion, écoulement de l'eau, dépôts de poussières).
5. L'altération de l'environnement chimique (apport de métaux lourds, sels, molécules organiques, ozone et nutriments).
6. La dispersion facilitée des espèces exotiques au travers de trois processus : transformation des habitats préexistants, colonisation facilitée par la disparition d'espèces natives, mouvement facilité des vecteurs humains et sauvages le long des structures.
7. L'augmentation de la pression anthropique.

L'importante fragmentation du paysage (*i.e.*, découpage de l'espace en compartiments de taille plus réduite dont la principale conséquence est une limitation des échanges entre populations) est le reflet de son utilisation par l'homme (urbanisation, agriculture). Les routes, qui sont une des causes majeures de cette fragmentation, sont d'ailleurs souvent comparées de façon métaphorique à des blessures dans le paysage (TROMBULAK & FRISSELL 2000, DAVODEAU 2001, GENELETTI 2003). Mais ces dernières vont également participer à la connectivité du paysage (définie par TAYLOR *et al.* (1993) comme le degré de perméabilité du paysage au mouvement des individus entre ses différents compartiments) au travers de leur dépendances vertes, *i.e.* des zones tampons de quelques mètres de large situées le long des voies et couvertes de végétation (ASF 1998). Ces dernières jouent en effet le rôle de corridors dont les fonctions sont néanmoins très variables en fonction des milieux traversés (BENNET 1991, MEUNIER 1999, SEILER 2001). Par exemple,

dans les milieux ouverts ou agricoles, les bordures de routes peuvent fournir des habitats de bonne qualité aux animaux ainsi que faciliter leurs déplacements le long des voies. Dans les milieux forestiers par contre, la végétation herbeuse et buissonnante des bordures peut renforcer l'effet de barrière envers des espèces strictement inféodées à la forêt.

Cependant, si ces milieux présentent un potentiel en terme d'habitat ou de site de nourrissage pour certaines espèces, ils concernent essentiellement des espèces plutôt généralistes, capables de supporter un certain niveau de pollution et des dérangements importants (SEILER 2001). En outre, plus le contraste entre le bord d'autoroute et le milieu environnant est grand (en terme de structure de végétation), moins le nombre d'espèces animales partagées entre ces deux habitats est élevé (MEUNIER 1999).

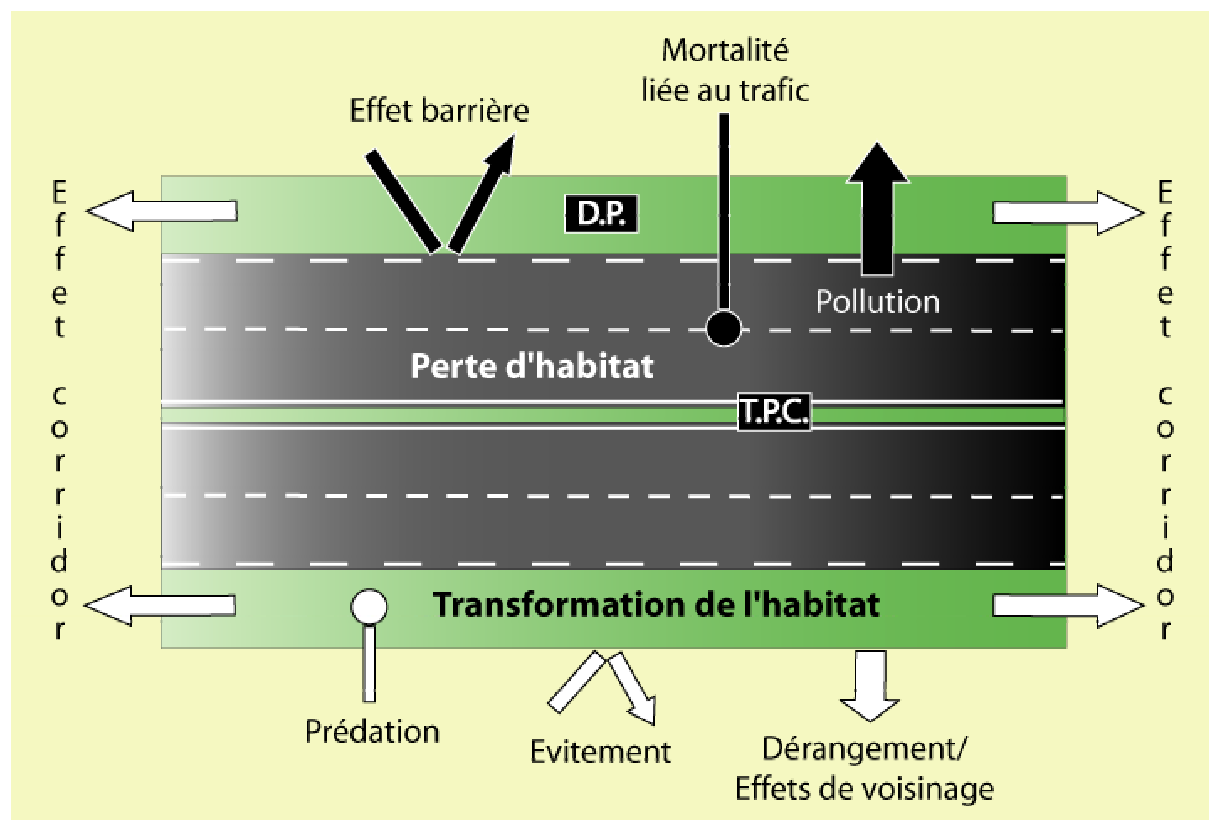


Fig. In-2. Principaux effets écologiques des autoroutes (adapté de SEILER 2001). Avec D.P. = dépendances vertes et T.P.C. = Terre-plein central.

Un des impacts les plus communément associé aux routes est la pollution générée à la fois par le trafic et par l'entretien des voies. L'extension du réseau routier et du nombre d'utilisateurs s'est d'ailleurs naturellement accompagnée d'une montée en puissance de nombreuses nuisances (pollution de l'air, des sols et de l'eau, bruit). Ainsi, un large éventail de molécules chimiques s'accumulent le long des axes dont les principales sont les éléments minéraux, les éléments traces métalliques (ETM), les hydrocarbures ainsi que les herbicides (glyphosate sur le réseau ASF) utilisés pour la maintenance des bordures de routes (LEGRET 2001, FORMAN *et al.* 2003). En France, le secteur des transports est d'ailleurs aujourd'hui à la première place de l'émission des oxydes d'azote (NO_x), du monoxyde de carbone (CO), du dioxyde de carbone (CO_2) et à la deuxième pour les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM ; IFEN 2001). En outre, les transports contribuent à l'émission d'environ 26 % des gaz à effet de serre (IFEN 2002). Par conséquent, l'ensemble des substances polluantes émises en milieu routier contaminent l'atmosphère, le sol, les eaux souterraines et les eaux superficielles et ce, suivant différentes voies de dispersion (Fig. In-3).

1-3. Pollution de l'eau et cadre juridique

La directive Européenne du 21 mai 1991 (91/271/CEE) s'est intéressée au problème du traitement des eaux urbaines résiduaires et s'est donnée pour principal objectif la protection de l'Environnement contre une détérioration due aux rejets de ces eaux (Art. 1). Cette directive a été transcrite en droit Français par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (Loi n° 92-3) qui entend assurer « la protection de l'eau contre toute pollution et la restauration de la qualité des eaux superficielles et souterraines (...) ».

Ce contexte juridique a entraîné la mise en place de mesures de traitement des eaux usées dans les entreprises et collectivités locales (IFEN 2004). Au niveau des autoroutes, cela s'est traduit par la construction de bassins de protection des eaux (ou bassins d'eau de pluie) le long des axes autoroutiers afin de capter les ruissellements de chaussées. Les deux objectifs de ces bassins étant (i) de limiter les risques de pollution et (ii) de réduire les risques de perturbations hydrauliques (ASF 2003).

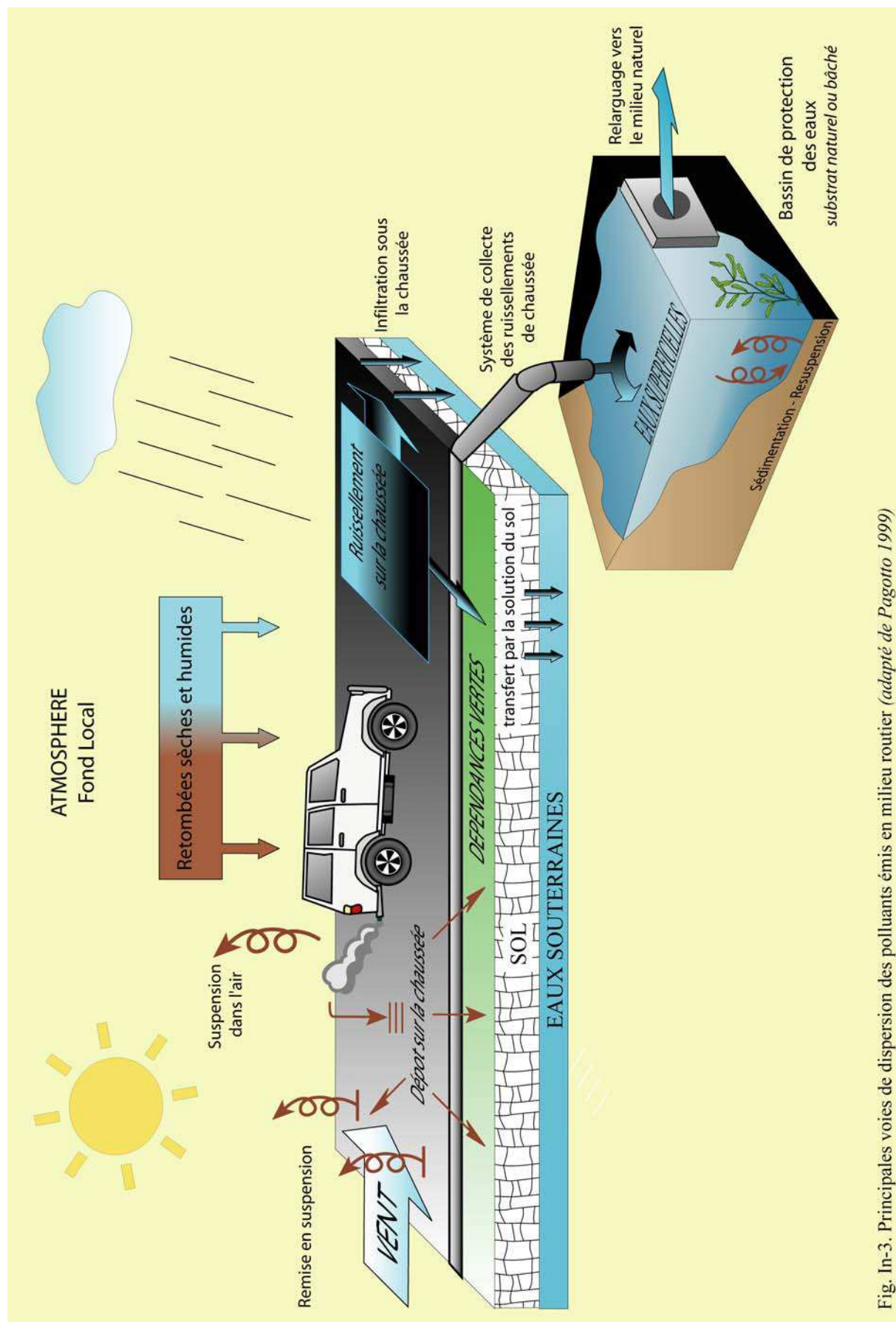


Fig. In-3. Principales voies de dispersion des polluants émis en milieu routier (adapté de Pagotto 1999)

2. Problématique : des micro-zones humides artificielles soumises à des pressions anthropiques

2-1. Des bassins techniques assimilés à des mares ?

Le réseau des Autoroutes du Sud de la France (ASF) comptabilise aujourd'hui près de 1430 bassins construits le long de 2871 km de linéaire (1^{er} réseau français) soit un bassin tous les 2 km de voie environ (ASF 2003). La multiplication de ces ouvrages a créée des habitats aquatiques qui répondent à la définition écologique des mares (cf. encadré I-1) et qui ont été colonisés par une large gamme d'organismes. Cette création de zones humides (*sensu* RAMSAR 1971 : « *Les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres* ») est un phénomène récent. Par exemple, la comparaison de deux cartes, l'une datée de 1944 et l'autre de 2001, de la zone d'étude (secteur d'Avignon, dans le Vaucluse) a permis de constater une augmentation de près de 480% du nombre de mares (*sensu stricto*), ces dernières ayant toutes une origine anthropique (« mares » de route ou de golf essentiellement). Cependant, les zones humides naturelles ont régressé de près de 90% en Europe du Nord (HULL 1997) et en Méditerranée (PAPAYANNIS & SALATHE 1999) depuis le début du XX^{ème} siècle.

Ce bilan « création/destruction » de micro-zones humides est d'ailleurs également constaté par CHEYLAN (2004) dans le sud de la France. Ce dernier souligne que si ce bilan peut parfois être positif quant au nombre de mares créées, il reste cependant toujours négatif en terme de qualité. D'autant plus que la région méditerranéenne possède des mares à forte valeur patrimoniale (mares temporaires méditerranéennes (encadré In-1), code Natura 2000 : 3170), habitat considéré comme prioritaire par l'Europe (YAVERCOVSKI *et al.* 2004).

Encadré In-1

Définition de la « mare »

« Une mare est une étendue d'eau à renouvellement généralement limité, de taille variable pouvant atteindre un maximum de 5000 mètres carrés. Sa faible profondeur qui peut atteindre environ deux mètres, permet à toutes les couches d'eau d'être sous l'action du rayonnement solaire et aux plantes de s'enraciner sur tout le fond. De formation naturelle ou anthropique, elle se trouve dans des dépressions imperméables, en contextes rural, périurbain voire urbain. Alimentée par les eaux pluviales et parfois phréatiques, elle peut être associée à un système de fossés qui y pénètrent et en ressortent ; elle exerce alors un rôle tampon au ruissellement. Elle peut être sensible aux variations météorologiques et climatiques, et ainsi être temporaire.

La mare constitue un écosystème au fonctionnement complexe, ouvert sur les écosystèmes voisins, qui présente à la fois une forte variabilité biologique et hydrologique inter-annuelle. Elle possède un fort potentiel biologique et une forte productivité potentielle ».

SAJALOLI B. & DUTILLEUL C. (2001) *Les mares, des potentialités environnementales à revaloriser*. Programme National de Recherche sur les Zones Humides. Rapport final, Centre de Biogéographie-Ecologie (FRE 2545 CNRS – ENS LSH), 142 p.

Mares temporaires méditerranéennes

« Plans d'eau temporaires très peu profonds (quelques centimètres) existant seulement en hiver ou à la fin du printemps, avec une végétation amphibie méditerranéenne composée d'espèces thérophytiques et géophytiques appartenant aux alliances *Isoetion*, *Nanocyperion flavescentis*, *Preslion cervinae*, *Agrostion salmanticae*, *Heleochoion* et *Lythron tribracteati* ».

ANONYME (1999) *Le manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne EUR 15/2*. Commission Européenne DG Environnement, Natura 2000, 132 p. In GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. et PERENNOU C. (2004) *Les mares temporaires méditerranéennes*, Volume 1, Station biologique de la Tour du Valat, 119 p.

2-2. Communautés aquatiques et pollution routière

Divers processus de colonisation (actifs et passifs) modulés par les contraintes d'accessibilité aux habitats aquatiques permettent d'expliquer l'originalité des communautés pouvant y être observées (BILTON *et al.* 2001). Ce sont ensuite d'autres processus écologiques (productivité, interactions entre espèces, qualité et richesse de l'habitat, introduction d'espèces) qui sont à l'origine de leur structure, de leur complexité et de leur qualité (DODDS 2002). Une mare, malgré sa petite taille, est donc un écosystème complexe qui présente même un très grand intérêt en regard de la biodiversité qu'elle peut héberger par rapport à des systèmes aquatiques de plus grande taille (BIGGS *et al.* 1994, OERTLI *et al.* 2002).

Mais si les bassins de pluie autoroutiers, en raison de leur similitude avec les mares, présentent un intérêt potentiel en terme de diversité biologique, ils sont également des milieux potentiellement à risque pour les organismes les ayant colonisés. Ces bassins apparaissent alors comme de véritables laboratoires d'observation des impacts anthropiques sur la biodiversité. Malgré cette observation et le grand nombre de bassins de protection des eaux construits le long des routes et autoroutes européennes, il est surprenant de constater que très peu d'études ont abordé la problématique d'utilisation de ces habitats par la faune (WREN *et al.* 1997 ; QUILLET 1998 ; BISHOP *et al.* 2000a) ou celle des impacts de la pollution d'origine routière sur les communautés s'y étant installées (BISHOP *et al.* 2000b, KAROUNA-RENIER & SPARLING 2001). En effet, la majorité de la littérature disponible traite de la contamination de ces bassins par les effluents routiers ainsi que de leur efficacité à dépolluer les lessivats de chaussée (LEE *et al.* 1997 ; BARBOSA & HVITVED-JACOBSEN 1999 ; LEGRET & PAGOTTO 1999 ; LUNDBERG *et al.* 1999 ; LEGRET, 2001 ; MALLIN *et al.* 2002).

Ce constat pose donc la question (i) de l'utilisation effective des bassins de pluie autoroutiers par la faune aquatique ainsi que (ii) de l'impact de la pollution générée par l'utilisation et la maintenance des autoroutes sur les organismes vivants les ayant colonisés.

2-3. Contexte scientifique et objectifs de recherche

Cette étude s'inscrit dans une thématique assez large d'écologie urbaine et s'intéresse plus particulièrement (i) à l'utilisation des milieux artificiels par la faune et (ii) à l'impact des usages anthropiques sur les communautés animales. Cette approche de l'écologie s'appuie sur une constatation, commune aux pays développés et en développement, à savoir un regroupement des populations humaines dans des zones urbaines ou périurbaines et une conversion des terres arables ou naturelles en zones bâties (IFEN 2003, DE STEPHANO *et al.* 2005). En outre, les transformations des habitats périurbains qui répondent à des objectifs de développement économique (infrastructures routières, etc.) induisent des modifications qui peuvent affecter la diversité, les processus de régénération, la structure et la fonction des écosystèmes. L'homme apparaît donc comme un acteur incontournable dans les processus écologiques, environnementaux et d'évolution.

L'examen exhaustif de la littérature indique l'existence d'une contamination importante des bassins autoroutiers par les résidus de l'activité routière. Cependant toutes ces études sont situées hors de la région méditerranéenne, cette dernière se caractérisant par des épisodes pluvieux violents mais très irréguliers. Notre premier objectif est donc de déterminer si nous observons une contamination similaire de la colonne d'eau et des sédiments en se concentrant sur les contaminants présentés comme majeurs par la littérature (cadmium, cuivre, plomb, zinc, hydrocarbures et glyphosate).

Les bassins d'eau pluviale autoroutiers répondent à la définition reconnue pour les mares, à savoir des systèmes aquatiques de petite taille, de faible profondeur, temporaires ou permanents et d'origine naturelle ou artificielle. Or, en région méditerranéenne, les mares sont très majoritairement temporaires et présentent une forte valeur patrimoniale (habitat prioritaire au niveau Européen). Notre deuxième objectif est donc de caractériser les communautés animales et végétales des bassins autoroutiers afin de déterminer quelle est leur contribution à la biodiversité régionale.

Ces deux approches, plutôt descriptives, serviront de base à l'analyse des interactions entre biodiversité et contamination des bassins. Les besoins en outil de biomonitoring sont en effet de plus en plus importants dans des contextes de suivi de la contamination des milieux récepteurs. Notre troisième objectif est de déterminer si les impacts de la pollution générée par l'activité routière sur les communautés animales permettent la mise au point d'un outil de diagnostic de la qualité de ces bassins.

3. Organisation du manuscrit

Le manuscrit s'organise autour de cinq chapitres qui traduisent la démarche suivie au cours de notre étude :

- Le chapitre I est consacré à la description de la zone d'étude et des paramètres pris en compte pour le choix définitif des bassins de pluie autoroutiers. Les méthodologies d'échantillonnage des trois groupes faunistiques suivis (invertébrés aquatiques, odonates et amphibiens) sont présentées et commentées.
- Le chapitre II rapporte les résultats des campagnes d'analyse de l'eau et des sédiments après une description détaillée des méthodes et protocoles employés. La part des facteurs physiques, climatiques et du trafic sur cette contamination sont examinés. Ces résultats sont ensuite discutés et conduisent à une caractérisation de la contamination des bassins de pluie autoroutiers en région méditerranéenne.
- Le chapitre III présente les résultats des différents inventaires faunistiques et floristiques menés dans les bassins. Ces derniers sont ensuite comparés entre eux sur la base de leur richesse spécifique, de leur abondance relative et de leur structure. Ces analyses permettent alors de caractériser les assemblages faunistiques présents dans les bassins de pluie autoroutiers. Pour les groupes dont les données sont disponibles (odonates et amphibiens), une évaluation de la contribution de ces bassins à la biodiversité locale et régionale est effectuée et commentée.
- Le chapitre IV confronte les données chimiques aux données faunistiques afin de rechercher des liens éventuels entre une pollution d'origine routière et des modifications qualitatives et/ou quantitatives des communautés animales. Les résultats obtenus sont discutés puis mis en perspective avec les capacités prédictives offertes par les invertébrés aquatiques dans la mise au point d'une méthode d'évaluation de la qualité des eaux et sédiments en milieu autoroutier. Enfin, une méthode de prélèvement des invertébrés aquatiques basée sur l'utilisation de substrats artificiels est évaluée.
- Enfin, le chapitre V aborde la problématique de la valeur biologique et patrimoniale des bassins de protection des eaux autoroutiers. Au travers d'une discussion basée sur de nombreux exemples, la question d'une gestion favorable ou non à une certaine diversité biologique est posée. La réflexion s'élargit ensuite au concept de « Nature urbaine » et de son rôle vis à vis des milieux naturels.

CHAPITRE I

Choix des sites et méthodes d'échantillonnage de la Faune

« Pourquoi serais-je triste, après tout ? Je vis à mille lieues des brouillards parisiens, sur une colline lumineuse, dans le pays des tambourins et du vin muscat. Autour de chez moi tout n'est que soleil et musique ; j'ai des orchestres de culs-blancs, des orphéons de mésanges ; le matin, les courlis qui font : « Coureli ! coureli ! », à midi, les cigales ; puis les pâtres qui jouent du fiffre, et les belles filles brunes qu'on entend rire dans les vignes... »

ALPHONSE DAUDET

Lettres de mon moulin – 1869

1-2. Zone d'étude : délimitation et principales caractéristiques

L'étude a été menée en Provence, dans une zone incluant les départements du Vaucluse (3 578 km²) et des Bouches-du-Rhône (5 248 km²). Cette zone est délimitée au nord par la ville d'Orange (44°08'N/04°48'E) et au sud par Salon-de-Provence (43°38'N/05°05'E). Des bassins de pluie dépendant de deux autoroutes ont été suivis (i) le long de l'A7, entre Lyon et Marseille et (ii) le long de l'A54, entre Salon-de-Provence et St Martin de Crau. L'autoroute A7 ainsi que la ligne TGV Méditerranée suivent l'axe du Rhône et représentent le principal axe de circulation estival des touristes (Fig. I-2). On note par exemple un trafic de près de 70 000 véhicules par jour sur l'A7 au cours de l'été contre 44 000 le reste de l'année.

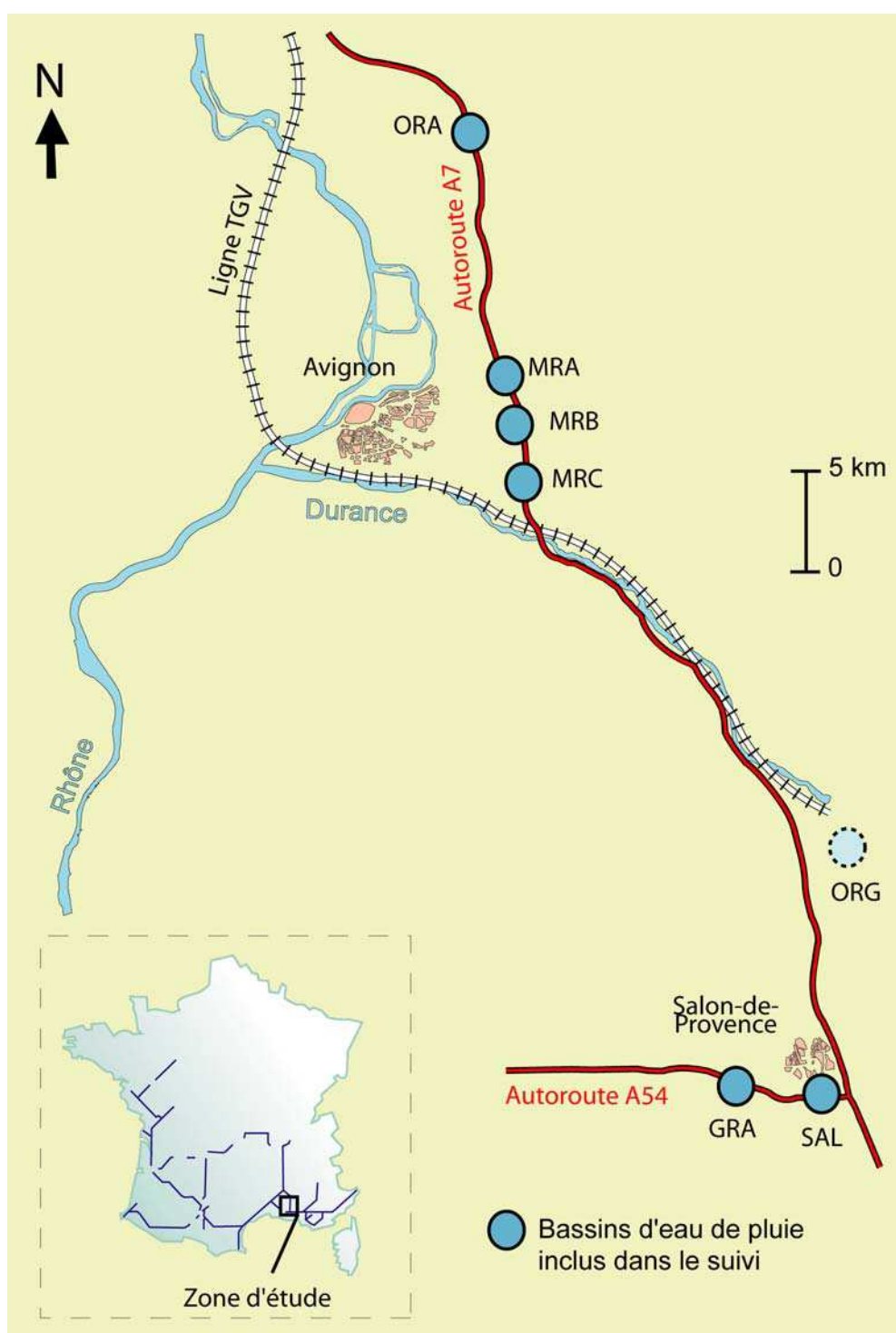


Fig. I-2. Délimitation de la zone d'étude et localisation des stations, objets du suivi (bassins ORA, MRA, MRB, MRC, SAL et GRA). Le bassin ORG, pressenti comme témoin, est également figuré. Le réseau autoroutier ASF/ESCOTA (2 871 km au 31/12/03) est figuré en bleu sur la carte de France encartée.

La zone d'étude est sous l'influence d'un vent nordique, *le Mistral*, qui souffle une très grande partie de l'année (210 jours avec un vent de force 1 ou plus enregistrés entre le 01/02/2002 et le 31/03/2003). La direction principale de ce vent (92 % des cas) est Nord/Nord-Ouest (Fig. I-3).

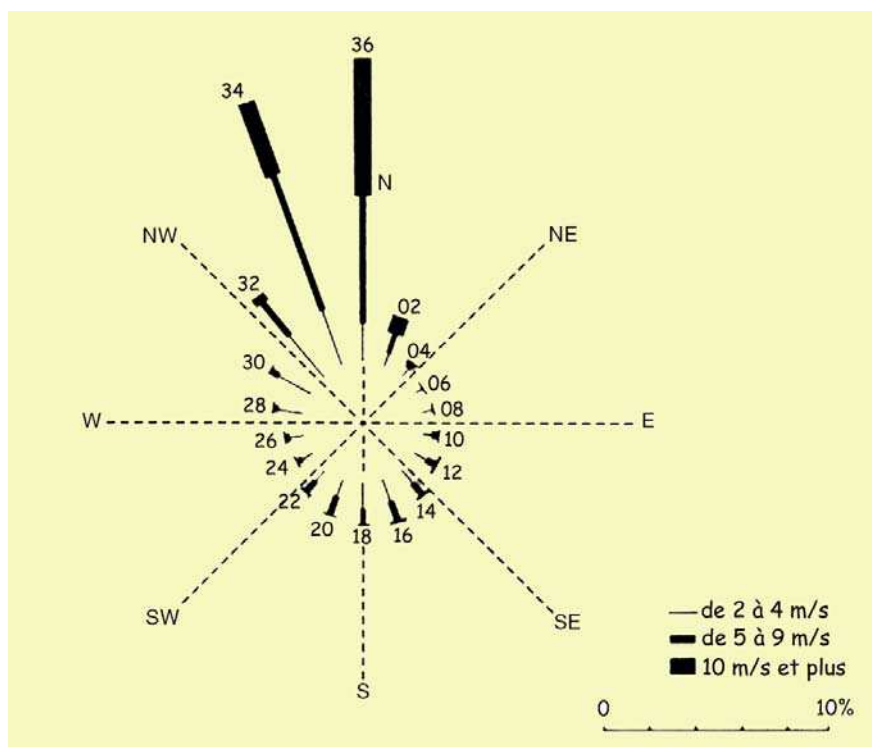


Fig. I-3. Fréquence moyenne des directions de vent par groupes de vitesses à Orange (84) entre 1952 et 1975. Source : Météo France.

Le climat est de type méditerranéen avec des étés secs et chauds, des hivers relativement doux et des précipitations centrées sur le printemps et l'automne (Fig. I-4). L'altitude moyenne de la zone d'étude se situe entre 0 et 200 m. Vignobles et vergers sont la principale composante du paysage associés à quelques rares massifs de chênes verts (*Quercus ilex*).

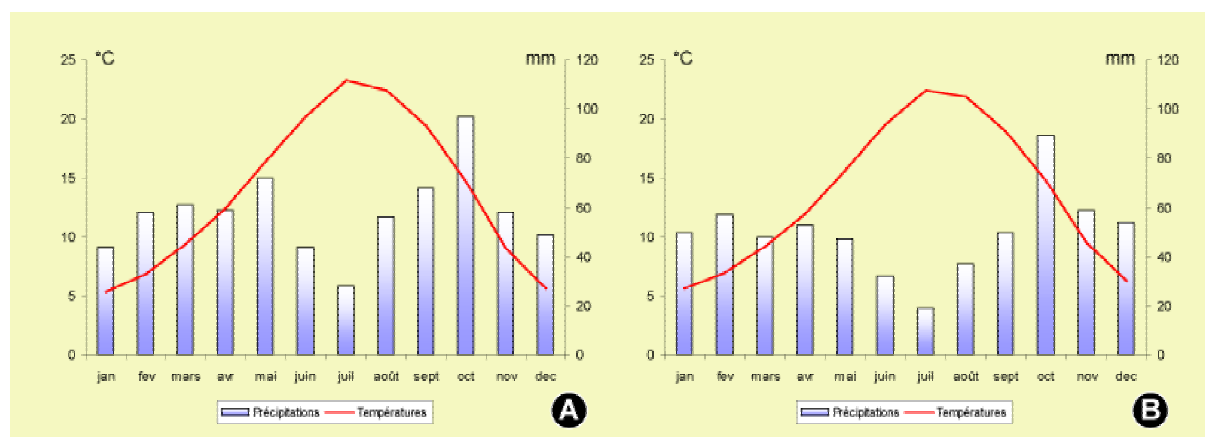


Fig. I-4. Moyennes annuelles (période allant de 1961 à 1975) des températures et des précipitations enregistrées à Orange (A) et Salon-de-provence (B). Source : Météo France.

1-3. Choix des stations

Plusieurs critères ont été déterminants pour la sélection des bassins d'eau pluviale autoroutiers :

- Localisation géographique : le rythme de prélèvement (toutes les 4 semaines), le secteur biogéographique sélectionné (Méditerranéen) et l'emplacement des différents laboratoires (Marseille et Avignon) ont imposé le choix d'un secteur géographique limité.
- Type de substrat :
 - ✓ Naturel : bassins creusés directement dans un sol argileux.
 - ✓ Artificiel : une membrane noire en PolyÉthylène Haute Densité (PEHD) est présente dans le fond du bassin.
- Surface : un échantillon de petits (< 0.11 ha) et de grands bassins (> 0.11 ha) a été sélectionné.
- Profondeur : la profondeur maximale a été définie à 2 mètres suivant la définition présentée dans l'encadré In-1.
- Age des bassins :
 - ✓ 6 ans : les bassins de l'A54 (25 km de long entre Salon-de-Provence et St Martin-de-Crau, mise en service en 1996) ont été creusés en 1996.
 - ✓ 9 ans : les bassins de l'A7 (220 km de long entre Ternay et Lançon, mise en service en 1966 pour la portion étudiée) ont été creusés en 1993.
- Accès au bassin : les bassins présentant des accès hors autoroute ont été privilégiés pour des questions de sécurité.

Ce cahier des charges a conduit au choix de six bassins, à savoir Orange (ORA), Vedène (MRA), Morières (MRB), Caumont (MRC), Salon (SAL) et Grans (GRA) (Fig. I-2 et I-5) dont les principales caractéristiques sont résumées dans la table I-1.

Des mares naturelles pouvant être utilisées comme témoin dans notre étude ont été recherchées dans un secteur de 40 x 60 km incluant les bassins autoroutiers retenus. Cette délimitation a été motivée par la nécessité de rester dans une zone présentant les mêmes caractéristiques bioclimatiques que la zone d'étude. Cette recherche a été principalement effectuée sur des fonds de carte IGN à l'échelle 1 : 25 000 ainsi que par des contacts avec les associations naturalistes régionales.

Les quelques plans d'eau identifiés au cours de cette démarche préliminaire ont été systématiquement visités. Ces visites n'ont pas été concluantes puisque aucune de ces mares ne semblait permanente (la majorité de celles-ci étaient asséchées). OLIOSO (1996) précise d'ailleurs que les mares naturelles sont très rares dans cette région et qu'un seul plan d'eau naturel, le marais de l'île Vieille à Mondragon, subsiste dans le Vaucluse. Toutefois, une mare (ORG) située près d'Orgon a été pressentie pour servir de témoin à cette étude. Mais cette mare, créée par des écoulements de la Durance (au travers d'une canalisation) et située au milieu d'une roselière n'a finalement pas pu être utilisée comme point de référence faunistique en raison de la trop grande imprévisibilité de sa mise en eau. En effet, les assèchements successifs créaient des conditions très différentes de celles observées dans les bassins autoroutiers et n'ont jamais permis l'installation d'organismes aquatiques. De plus, si des bassins permanents d'origine artificielle non impactés par la proximité d'une route existent (épuration, golf), ils n'ont pas pu être utilisés en raison de la spécificité de leur utilisation, ajoutant de nouvelles variables à prendre en compte.

Par contre, deux mares temporaires naturelles protégées dans le cadre du réseau Natura 2000 (site PR125) ont été incluses dans certaines analyses en tant que témoin « chimique ». Ces deux mares, Gavoti et Bonne-Cougne, qui sont localisées dans le Var (83), se trouvent isolées de tout réseau routier d'importance et peuvent, à ce titre, être de bons représentants de milieux non perturbés par l'activité routière (THIERY 2002). Cependant, à l'instar de ce qui a été fait dans les bassins autoroutiers, aucun suivi faunistique n'a été réalisé en parallèle dans ces mares (mais des données qualitatives existent pour l'année 2000-01). Ce choix découle notamment des particularités écologiques de ces deux sites (mares temporaires) et de la distance les séparant des bassins autoroutiers (environ 150 km).

Tab. I-1. Principales caractéristiques des bassins de pluie autoroutiers inclus dans l'étude (mars 2002 à mars 2003). Le numéro à côté du nom de chaque bassin fait référence à son identification sur la figure I-5.

	Présence d'une bâche PEHD	Surface maximum (ha)	Impluvium (ha)	Profondeur maximum (cm)	Conductivité moyenne annuelle ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	pH moyen annuel	Hélophytes ou macrophytes émergés (nb d'espèces)	Hydrophytes ou macrophytes immergés (nb d'espèces)	Poissons (1=présence; 0=absence)
ORA (A7) – (1)	NON	0,25	3,64	120	711	7,42	8	4	1
MRA (A7) – (2)	OUI	0,11	0,73	40	486	7,92	3	1	0
MRB (A7) – (3)	NON	0,30	4,65	80	1074	7,62	5	2	0
MRC (A7) – (4)	NON	0,34	2,80	150	863	7,92	5	5	0
SAL (A54) – (5)	OUI	0,03	—	60	1882	7,54	2	0	0
GRA (A54) – (6)	OUI	0,19	3,58	140	272	8,53	0	3	0



Fig. I-5. Photos des six bassins inclus dans l'étude avec ORA (1), MRA (2), MRB (3), MRC (4) tous créés en 1993, SAL (5) et GRA (6) créés en 1996.

2. Méthodes d'échantillonnage

Différents groupes faunistiques (invertébrés aquatiques, odonates et amphibiens) ont été suivis au cours de cette étude et ont nécessité des approches spécifiques qui sont développées ci-dessous.

2-1. Invertébrés aquatiques

La majorité des études traitant des eaux douces continentales concernent principalement les milieux courants ou lotiques (WILLIAMS *et al.* 2004; WOOD *et al.* 2003). D'un autre côté, les études consacrées aux milieux stagnants ou lenticques se sont essentiellement intéressées aux lacs ou aux réservoirs (RESH & MCELRAVY 2001). En outre, l'utilisation des invertébrés aquatiques comme descripteurs des conditions du milieu a conduit au développement d'un certain nombre d'outils biologiques (indices biotiques par exemple). La mise au point de ce type d'indices demande néanmoins la mise en place de protocoles rigoureux depuis le prélèvement des organismes jusqu'à l'interprétation des résultats afin de minimiser les biais (RESH 1995, NORRIS & GEORGES 2001).

Contrairement aux milieux lotiques, les perturbations qui affectent les milieux lenticques concernent en général le milieu dans son intégralité. C'est en partie ce qui explique que les suivis temporels soient souvent privilégiés. Il est alors possible de se passer d'un milieu témoin puisque la présence d'une perturbation sera révélée grâce à la comparaison entre différentes dates de prélèvement (RESH & MCELRAVY 2001). Les suivis réalisés en milieux lenticques sont d'ailleurs conduits sur des périodes significativement plus longues qu'en milieu lotique (RESH & ROSENBERG 1989). Chez les macroinvertébrés, le cycle vital varie de quelques semaines (chez certains diptères par exemple) à plusieurs décennies (bivalves du genre *Margaritifera* ; TACHET *et al.* 2000). D'autre part, certaines espèces ne sont présentes qu'à certaines périodes de l'année (coléoptères, hétéroptères) et parfois même, de manière très ponctuelle (espèces « visiteuse » ; JEFFRIES 1994). Les espèces zooplanctoniques ont quant à elles des temps de génération brefs (de quelques jours à quelques mois) et présentent des successions saisonnières (HUTCHINSON 1967, JENKINS & BUIKEMA 1998).

L'objectif que nous nous sommes fixés est d'échantillonner de façon exhaustive les communautés benthiques et zooplanctoniques des bassins autoroutiers afin de pouvoir enregistrer d'éventuelles modifications qualitatives et/ou quantitatives de celles-ci au cours d'un suivi fixé à une année. Pour répondre à cet objectif tout en tenant compte de la durée moyenne des cycles biologiques des invertébrés aquatiques, nous avons donc fixé la fréquence d'échantillonnage à un prélèvement par bassin toutes les 4 semaines.

Un des problèmes majeurs affectant les études sur les invertébrés est l'évaluation correcte du nombre de prélèvements nécessaires à une bonne représentativité des données. RESH & MCELRAVY (2001), qui ont passé en revue 100 publications récentes, ont constaté qu'il était courant de prélever entre 1 et 3 échantillons dans les études portant sur des milieux lenticques contre 3 à 5 dans les milieux lotiques. Cette différence pouvant s'expliquer par une variabilité inter-échantillons plus faible dans les milieux lenticques (DOWNING 1979). Le prélèvement de plusieurs échantillons est donc nécessaire pour obtenir une mesure de la variabilité et ainsi estimer la précision de mesures telles que la densité moyenne d'une espèce dans une communauté (RESH & MCELRAVY 2001). Mais ce sont souvent des considérations budgétaires et de temps qui fixent cette limite. Nous avons décidé de prélever 4 échantillons dans les bassins dont la surface est inférieure à 0,11 ha ou 6 dans les bassins $\geq 0,11$ ha. Ce nombre correspond aux prélèvements réalisés à la fois dans la colonne d'eau et dans le sédiment, ces deux compartiments étant destinés à être traités ensemble dans les analyses de richesse et de diversité. La pertinence de ce choix a ensuite été confirmée par les résultats des courbes d'accumulation de taxa obtenues lors des trois premières sorties (Fig. I-6). De plus ce nombre d'échantillons correspond à ce qui est couramment réalisé dans ce type de suivi (RESH & MCELRAVY 2001).

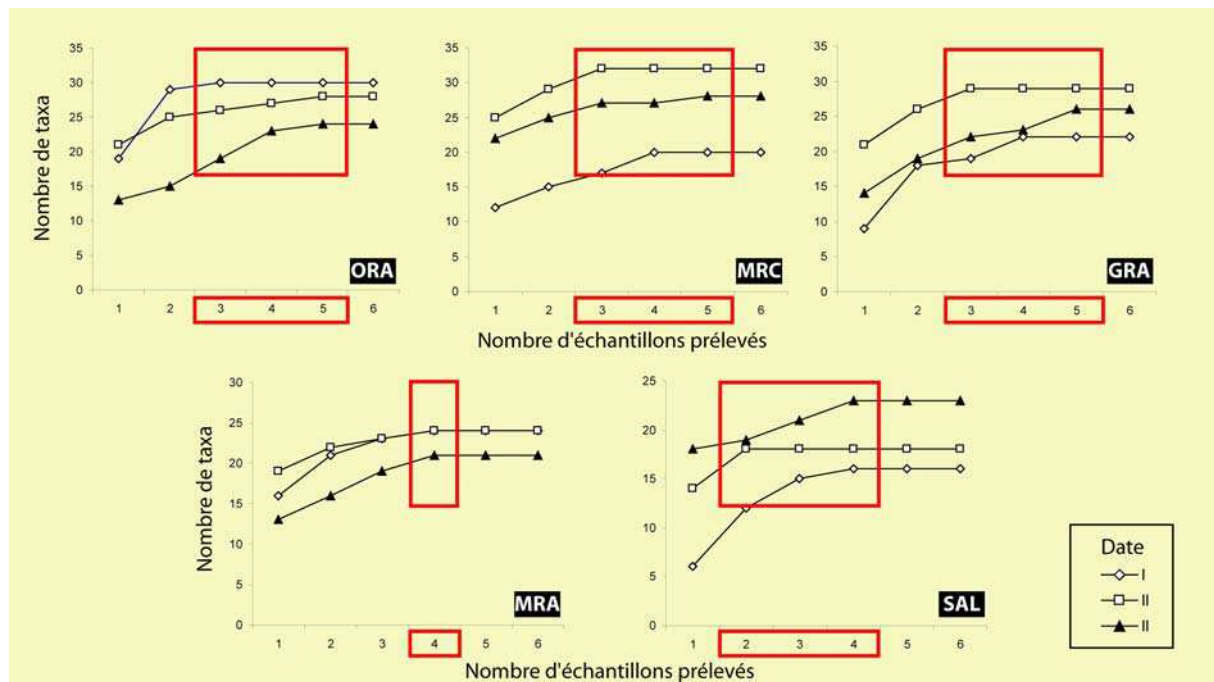


Fig. I-6. Courbes d'accumulation des taxa échantillonnés dans chaque bassin (A à E) en fonction du nombre d'échantillons (1 à 6) au cours des 3 premières campagnes (I = 12/03/02, II = 02/04/02 et III = 23/04/02). Les 3 bassins du haut ont une surface maximale supérieure à 0.11 ha alors qu'elle est inférieure à 0.11 ha pour les 2 du bas. Les cadres rouges indiquent le nombre minimum de prélèvements permettant d'observer un plateau de la courbe d'accumulation des taxa.

Suite aux premières observations sur le terrain, nous avons considéré que ces bassins étaient relativement homogènes quant à leur structure et à leur végétation. Nous avons donc orienté le protocole d'échantillonnage vers un tirage aléatoire des points d'échantillonnage. Afin de répondre à cet objectif, nous avons découpé le bassin en mailles d'environ 5 x 3 mètres, formant ainsi des quadrats d'environ 15 m² (Fig. I-7). Deux ou trois de ces quadrats (incluant 1 prélèvement dans l'eau et 1 dans le sédiment) ont alors été tirés aléatoirement sur une grille papier apposée sur les plans de chacun des bassins avant chaque session de terrain. Le tirage a été automatisé sous le logiciel Excel®.

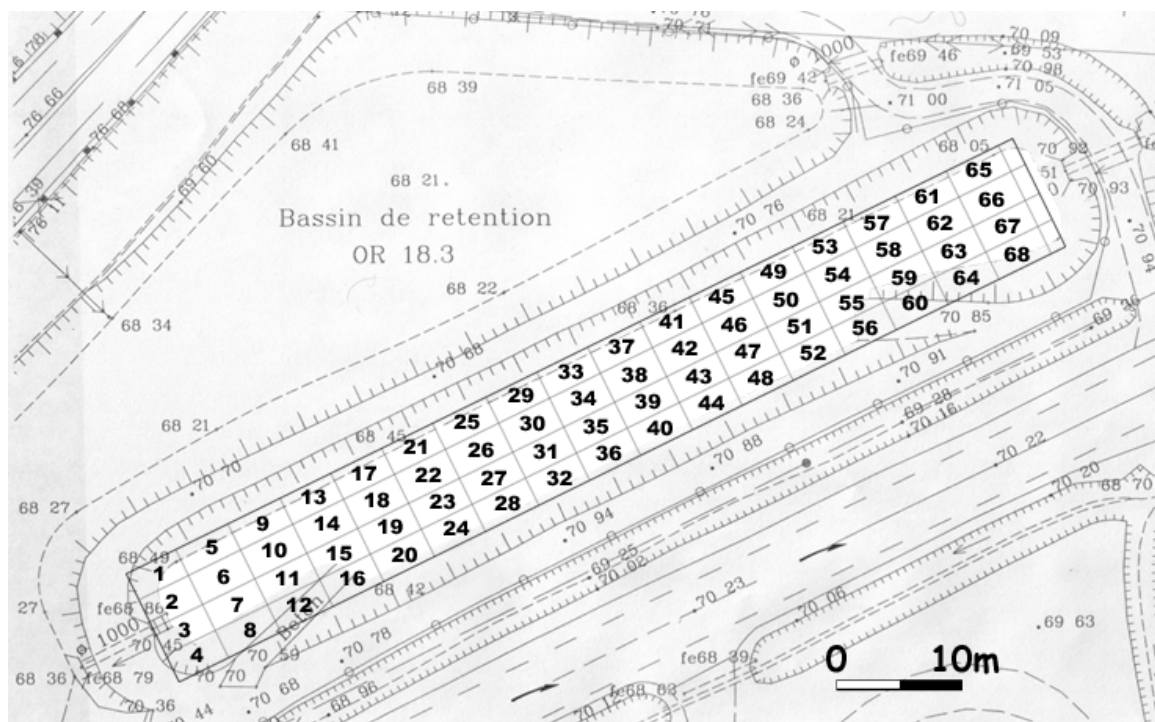


Fig. I-7. Exemple de grille utilisée pour le tirage aléatoire des points des points d'échantillonnage sur le bassin GRA.

Les méthodes d'échantillonnage développées pour les eaux douces continentales sont très variées (RESH & MCELRAVY 2001) et dépendent principalement de la question posée par l'étude. Ce choix est donc déterminant dans la qualité de l'information obtenue. Différents aspects doivent être pris en compte lors de ce choix tels que la faune cible (benthique, pélagique), le type d'échantillonneur (filet, benne, carottage) et le coût en terme de temps (acquisition des données, tri). De plus, les milieux de surface réduite et de faible profondeur tels que les mares présentent de nombreuses contraintes si l'on s'intéresse à une approche de type quantitative (phénomènes d'agrégation des populations en particulier).

Pour obtenir ce type de données, HEURTEAUX & MARAZANOF (1965) ont développé une méthode, adaptée par THIERY (1987), utilisant un cylindre en tôle muni de poignées et ouvert à ses deux extrémités. Ce cylindre est enfoncé dans le sédiment créant une enceinte étanche dans laquelle la colonne d'eau est entièrement aspirée à l'aide d'une pompe. Cette méthode, testée dans les bassins autoroutiers, n'a pu être appliquée à cause de la trop faible épaisseur de sédiment (étanchéité impossible à obtenir).

OERTLI (1993) a, quant à lui, développé plusieurs méthodes permettant d'inventorier différents micro-habitats dans les mares tels que les characées (utilisation d'une boîte en plastique de 1 380 cm³) ou les tiges de *Typha* (carottier). Si ce type d'approche présente un intérêt certain pour des inventaires précis, elle devient difficile à mettre en œuvre avec le pas de temps et le nombre de mares choisis dans le cadre de la présente étude.

D'autres méthodes sont basées sur un « effort d'échantillonnage » dans un temps donné (time effort). C'est par exemple le protocole développé par le POND ACTION (1994) : le prélèvement est réalisé sur l'ensemble du milieu inventorié (mare, réservoir ...) avec un filet troubleau et débute par un inventaire visuel des différents meso-habitats (e.g., herbiers à characées, ceintures végétales, zones découvertes...) présents dans le milieu à échantillonner. Le temps total de prélèvement, égal à trois minutes, est subdivisé de façon égale entre les différents habitats précédemment définis de façon à réaliser un inventaire exhaustif de toutes les espèces présentes dans le milieu échantillonné. Ce protocole a également pour but d'obtenir des informations sur l'abondance relative des différentes espèces.

Le protocole utilisé dans notre étude a consisté en un prélèvement (dans chaque quadrat sélectionné) au filet troubleau (diamètre de 21 cm, maille de 125 µm) de la colonne d'eau, complété par un prélèvement du dépôt vaseux (quand il était présent) sur environ 3 cm d'épaisseur et sur une surface de 0.8 m². La colonne d'eau correspond à tout le volume d'eau (incluant la végétation aquatique) situé entre la surface du sédiment et la surface de l'eau. Chaque coup de filet correspond à deux aller-retour de un mètre. Par rapport aux objectifs que nous nous sommes fixés en terme de présence/absence/diversité et abondance relative des espèces d'invertébrées, cette méthode nous permet de recueillir des données fiables puisque l'échantillonnage est répété régulièrement dans un site donné. Le cylindre en tôle, s'il n'a pas été utilisé pour l'échantillonnage à proprement parler, a néanmoins été employé pour délimiter la surface de sédiment de 0.8 m². Cette couche a été ensuite prélevée à l'aide d'un filet troubleau modifié (consolidé) d'un diamètre de 15 cm et d'un vide de maille de 500 µm ; la quantité de vase prélevée colmatant les mailles du filet et empêchant ainsi la perte d'organismes.

Les prélèvements de faune (eau et sédiment séparés) ont été fixés sur le terrain à l'aide de formaldéhyde (8 %) puis transportés au laboratoire afin d'être triés, dénombrés et identifiés. Quand le nombre d'organismes dans un échantillon était trop élevé (cas souvent rencontré avec les oligochètes et les espèces planctoniques), un sous-échantillonnage a été effectué suivi d'un comptage dans une cuve de DOLLFUS. Avec une telle méthode, PONT (1983) estime l'erreur de dénombrement à environ 11 % sur des comptages de zooplancton.

Afin de faciliter le tri des invertébrés, chaque échantillon de sédiments a été mélangé à une solution d'eau très sucrée (dans les proportions d'un kilo de sucre pour un litre d'eau) de façon à séparer les organismes par flottaison (ANDERSON 1959, KLEMM *et al.* 1990, CROMAR & WILLIAMS 1991). Ce surnageant est ensuite filtré sur une colonne de tamis de mailles 5mm, 500 µm et 250 µm (ANDERSON 1990, WILHELM & HIEBERT 1996). Le surnageant récupéré en bas de la colonne est ensuite à nouveau mélangé à l'échantillon jusqu'à extraction complète

des organismes. Le surnageant est également trié à la fin du processus ainsi que la partie solide qui est grossièrement triée de manière à récupérer les organismes ayant éventuellement échappé au tri par flottaison.

Les invertébrés ont été identifiés au niveau taxonomique le plus précis suivant les clés de TACHET *et al.* (2000) pour tous les macro-invertébrés et AMOROS (1984) pour les cladocères. La majorité des groupes faunistiques présents dans les eaux douces peuvent être identifiés au niveau du genre ou de l'espèce tandis que d'autres (oligochètes, chironomes, diptères...) requièrent l'intervention de spécialistes et ne peuvent être identifiés de manière certaine qu'au niveau de la famille. Si le niveau « espèce » semble le plus informatif (en terme de préférence d'habitat, traits de vie, sensibilité aux perturbations) de nombreux auteurs pensent qu'un niveau d'identification moins précis (*i.e.*, genre, famille) est acceptable pour constater des modifications au niveau des communautés benthiques (revue *in* RESH & MCELRAVY 2001). Ces différentes unités taxonomiques répondent en effet de la même manière aux gradients environnementaux (revue *in* CLEMENTS & NEWMAN 2002). Ces considérations nous permettent de valider la résolution taxonomique choisie pour notre étude.

2-2. Odonates

Le suivi des odonates s'est principalement concentré sur les imagos. Chaque bassin a été parcouru dans son intégralité (*i.e.*, tous les habitats ont été prospectés depuis la surface des bassins jusqu'aux berges) afin de détecter toutes les espèces présentes durant la période de vol, c'est à dire dès le début du printemps et jusqu'à la fin de l'automne (KADOYA *et al.* 2004). En outre, PONT *et al.* (1999) ainsi qu'ANGELIBERT & GIANI (2003) précisent qu'il est important de disposer de conditions météorologiques optimales pour réaliser les inventaires, à savoir un soleil non voilé, un vent nul ou faible, des températures élevées mais non excessives (20° à 30°C). Le pic d'activité des imagos, optimal entre 10h30 et 15h30, est également à prendre en compte pour optimiser l'inventaire (DOMMANGET 2002). Les effectifs n'ont pas été notés mais les indices de reproductions (accouplements, pontes) ont été enregistrés. Tous les imagos ont été identifiés *in situ* au niveau spécifique (capture au filet) en utilisant les clés de WENDLER & NÜSS (1997), D'AGUILAR & DOMMANGET (1998) et ASKEW (2004). Les prospections ont été menées lors de chaque sortie sur le terrain au cours de la période mentionnée avec le renfort d'un spécialiste des odonates de Provence, Mathieu LUGLIA.

Les inventaires ont été complétés par l'identification des larves capturées lors de l'échantillonnage des invertébrés ainsi que par la récolte systématique des exuvies lors des visites sur le terrain suivant HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002). Dans ce but, un grillage métallique (de maille 5 mm) a été installé dans chaque bassin afin de faciliter la récolte d'exuvies lors de l'émergence des imagos (Fig. I-8).



Fig. I-8. Grillage métallique destiné à la récolte des exuvies d'odonates (bassin GRA).

2-3. Amphibiens

Différentes méthodes pouvant être utilisées dans le cadre d'inventaires ou de suivis des populations d'amphibiens sont présentées dans l'encadré I-1. Nous avons cherché à déterminer la richesse spécifique des batraciens dans chaque bassin ainsi que d'estimer l'abondance relative des différentes espèces observées. Pour répondre à cet objectif, les amphibiens ont été échantillonnés de jour et de nuit (SCOTT 1994) puis identifiés à partir des individus adultes et des têtards d'après les ouvrages de détermination d'ARNOLD & OVENDEN (2002) et ACEMAV coll. (2003). Concrètement, chaque session de terrain (toutes les 4 semaines) a été l'occasion de rechercher les batraciens à vue sur l'ensemble du bassin (individus adultes) et par capture (têtards et urodèles). Cet inventaire diurne a été complété par des sorties nocturnes (environ 2 nuits par session entre avril et août) sur l'ensemble des bassins afin de détecter des individus chanteurs ainsi que de réaliser des prospections à la lampe torche dans les bassins. Au cours de la saison de reproduction (fin de l'hiver jusqu'au début de l'été en Europe) et chez la plupart des amphibiens (anoures principalement), les mâles émettent un chant d'appel sexuel dont la fréquence et l'intensité sont caractéristique de l'espèce (BOISTEL 2003). Ces données sont donc utilisables pour compléter les inventaires (ZIMMERMAN 1994, ANTHONY 2002). Ainsi, une estimation de l'abondance relative des espèces dans chaque bassin a été faite à partir du comptage des individus chanteurs (grenouille verte *Rana perezi/ridibunda/kl. Grafi* (complexe que l'on nommera *Rana PRG* suivant CROCHET *et al.* 2004), pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*, rainette méridionale *Hyla meridionalis*). Ce nombre a ensuite été rapporté à la surface de chaque bassin. L'abondance relative de deux autres espèces (triton palmé *Triturus helveticus*, crapaud calamite *Bufo calamita*) a, quant à elle, été estimée à partir du comptage d'individus adultes le long d'un transect correspondant au plus grand axe du bassin à l'intérieur et à l'extérieur de ce dernier.

Dans le cadre de notre étude, trois catégories ont été retenues : (1) moins de 10 individus (I) ou mâles chanteurs (MC), (2) de 10 à 50 (I) ou (MC) et (3) plus de 50 (I) ou (MC).

Cependant, ce type d'approche peut conduire à une sous-estimation des effectifs lié, par exemple, à la présence de mâles non chanteurs ou à une trop grande promiscuité des chanteurs. Cette méthode ne sera donc utilisée que comme un estimateur de tendance.

Encadré I-1

Facteurs à prendre en compte lors de la sélection de la méthode d'échantillonnage des amphibiens

Méthode	Donnée obtenue ¹	Temps ²	Coût ³	Personnel ⁴
Inventaire d'espèces	Richesse spécifique	Elevé	Faible	Faible
Transects avec points d'écoute	Abondance relative	Moyen	Moyen	Faible
Barrière-piège en ligne droite et pitfall	Abondance relative	Elevé	Elevé	Elevé
Barrière-piège sur les sites de reproduction	Abondance relative	Moyen	Faible	Moyen
Suivi sur les sites de reproduction	Abondance relative	Moyen	Faible	Moyen
Echantillonnage quantitatif des têtards	Densité ou Abondance relative	Moyen	Moyen	Moyen
Quadrats	Densité	Elevé	Faible	Moyen
Transects	Densité	Elevé	Faible	Moyen
Micro-habitats (patch)	Densité	Elevé	Faible	Moyen

adapté de HEYER *et al.* (1994)

¹Les méthodes donnant une estimation de la densité permettent également d'obtenir l'abondance relative et la richesse spécifique. De la même façon, les méthodes donnant l'abondance relative donnent également la richesse spécifique.

²Coût en terme de temps

³Coût financier

⁴Coût humain avec Elevé: plus d'une personne est nécessaire; Moyen: plus d'une personne est recommandée ; Faible: peut être fait par une seule personne

Origine et importance des différentes sources polluantes

« Pristine aquatic habitats no longer exist. Pollutants are transported throughout the world in our atmosphere. The question is no longer if the pollutants are present, but rather in what quantities, and what are their effects? »

WALTER K. DODDS

Freshwater Ecology – Concepts and Environmental applications – 2002

1. Bilan des connaissances en milieu autoroutier

De nombreuses études se sont concentrées sur l'identification et la quantification des polluants piégés par les bassins de protection des eaux et plus particulièrement sur l'efficacité de ces derniers à résorber la pollution d'origine routière (LEE *et al.* 1997, BARBOSA & HVIDED-JACOBSEN 1999, LEGRET & PAGOTTO 1999, LUNDBERG *et al.* 1999, MALLIN *et al.* 2002, DURAND *et al.* 2004). Ces études ont mis en évidence que les métaux lourds ou ETM (cadmium, cuivre, plomb et zinc), les hydrocarbures et les matières en suspension (MES) étaient les principaux polluants présents dans les bassins de pluie autoroutiers (LEGRET 2001).

Ces polluants routiers ont pour origine trois sources de diffusion principales (FORMAN *et al.* 2003 et Fig. In-3) :

- Fonctionnement : circulation des véhicules.
- Structure et entretien : équipement routier, à savoir glissières de sécurité, asphalte, etc. et maintenance des chaussées et des dépendances vertes (un apport d'herbicides, sous forme de glyphosate, ainsi qu'un salage des routes durant les périodes de grand froid sont notés).
- Climat : retombées atmosphériques sèches ou humides sous forme de poussières ou de pluies. Ces retombées traduisent en outre l'activité agricole et industrielle locale.

Quand on s'intéresse aux éléments transportés par les écoulements de chaussée, le zinc (principalement issu de l'oxydation des glissières de sécurité en acier galvanisé, de l'usure des pneus et des plaquettes de freins), le plomb (issu en grande partie de la combustion du carburant), le cuivre (issu de l'usure des plaquettes de freins), le cadmium (issu des pneumatiques) ainsi que les hydrocarbures apparaissent comme étant les éléments les plus fréquents (Fig. II-1).

La pollution métallique est essentiellement transportée sous forme particulaire dans une proportion de 95% pour le plomb, 65% pour le cuivre, 60% pour le cadmium et 50% pour le zinc par rapport à la charge totale mesurée (LEGRET 2001). Ces particules sédimentent ensuite rapidement dans le sédiment du bassin qui fonctionne alors comme un puits pour les éléments traces métalliques (STEAD-DEXTER & WARD 2004). Toutefois une mesure de la concentration totale de ces métaux dans les sédiments ne donne pas une information facilement interprétable en terme d'impact environnemental. D'ailleurs, PELTIER *et al.* (2003), qui ont étudié la séquestration du zinc et du plomb dans une zone humide polluée, ont montré que ces deux éléments formaient très rapidement des complexes très stables rendant ces métaux peu bio-disponibles. Néanmoins, des phénomènes tels que la resuspension peuvent rendre ces polluants à nouveau échangeables et donc bio-disponibles, particulièrement dans le cas de la sorption par les macrophytes aquatiques (PELTIER *et al.* 2003) ou lors de la modification du pH du sol (BARBOSA & HVIDED-JACOBSEN 1999, LEGRET 2001).

Si les ruissellements de chaussée transportent une grande partie des polluants déposés à la surface de la route, le vent joue également un rôle essentiel dans la dispersion des particules contaminées, particulièrement dans des zones très ventées telles que la Provence. D'ailleurs, la majorité des éléments traces métalliques et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dispersés par le vent et les turbulences créées par le trafic, finissent par se déposer le long des voies de circulation (KOELEMAN *et al.* 1999), fait confirmé par les forts taux de polluants retrouvés dans les sols en bordure de route (LEE *et al.* 1997). Une répartition particulière de ces éléments dans les cinq premiers mètres et/ou dans les 50 premiers cm de profondeur dans le cas des ETM (PAGOTTO 1999, LEGRET 2001) est à noter. Toutefois, LEGRET (2001) a également mis en évidence, en s'appuyant sur le bilan estimé des émissions polluantes en milieu routier, que plus de 90% des charges totales de plomb et de cuivre émises en milieu routier n'étaient ni transportées par les eaux de ruissellements, ni piégées par les pores de la routes ni même déposées sur les sols à proximité des routes. Ce taux n'étant que de 40% pour le zinc et n'ayant pas été estimé pour le cadmium. Ces observations peuvent s'expliquer par une importante dispersion de ces éléments dans l'atmosphère (et par conséquence une contamination à plus grande distance)

ou par une surestimation des sources potentielles de ces métaux. D'ailleurs, la dispersion par le vent est l'hypothèse retenue par HAMERS *et al.* (2002) pour expliquer la contamination des micro-mammifères vivants à proximité des autoroutes par des polluants d'origine routière. Ils ont en effet constaté que l'impact le plus important des HAP se situait à la distance la plus éloignée de l'autoroute (5 km). Ceci étant lié à un apport des HAP transportés par le vent qui, en se déposant à la surface des herbes, contaminent les campagnols roussâtres (*Clethrionomys glareolus* SCHREBER 1780) qui se nourrissent de cette végétation.

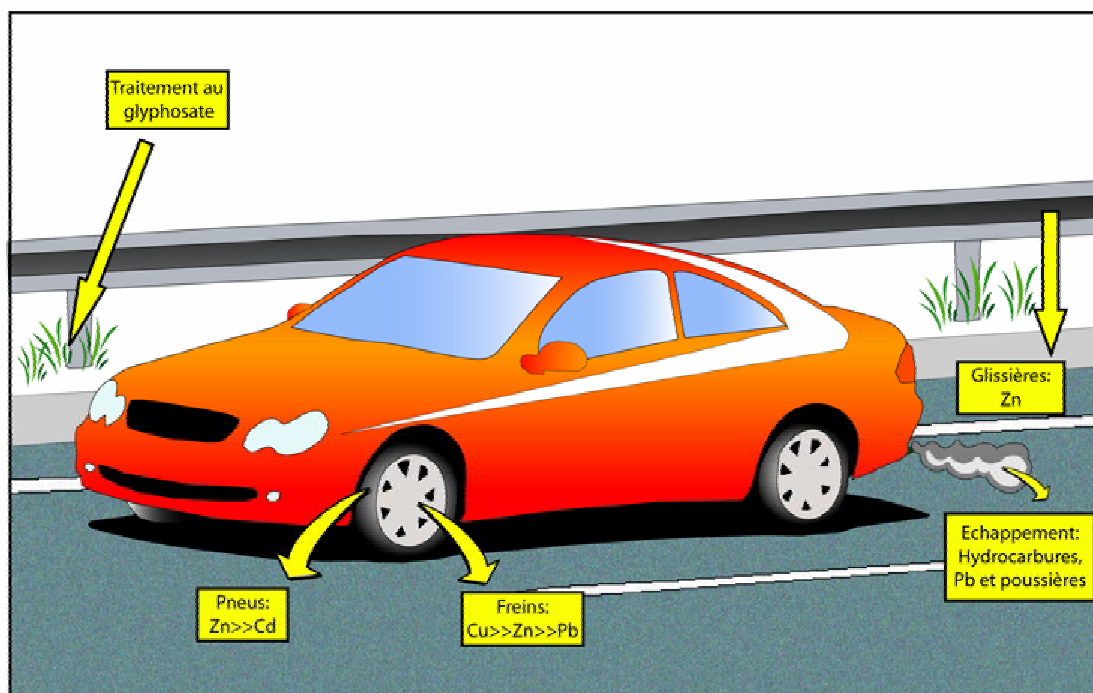


Fig. II-1. Sources des différents polluants liés à l'usage et l'entretien de la route.

2. Objectifs du suivi

L'ensemble des études consacrées au bassins d'eau pluviale en milieu autoroutier ont confirmé la présence de nombreuses substances polluantes (ETM et hydrocarbures en particuliers) dans l'eau ou les sédiments de ces derniers. Cependant toutes ces études sont situées hors de la région méditerranéenne (cf. Tab. II-9), cette dernière se caractérisant par des épisodes pluvieux violents mais très irréguliers. Le premier objectif est donc de caractériser la contamination des bassins sélectionnés afin de déterminer si nous observons une contamination de la colonne d'eau et des sédiments similaire à ce qui a été décrit dans la littérature. Le pas de temps choisi, 4 semaines, permettra en outre de caractériser l'évolution temporelle de cette contamination afin de dégager le caractère ponctuel ou chronique de cette pollution. Cette période de 4 semaines permet en outre de faire correspondre paramètres abiotiques et biotiques.

Dans un deuxième temps nous chercherons à évaluer dans quelle mesure le climat et/ou l'intensité du trafic peuvent conduire à des contaminations variables d'un bassin à l'autre et quelles sont les substances favorisées par ces paramètres.

Le suivi physico-chimique de l'eau et des sédiments a été mis en place pour une période d'un année (mars 2002 à mars 2003). Un seul point de prélèvement a été choisi et conservé pour chaque campagne d'échantillonnage. Cette approche a été choisie (1) de façon à pouvoir réaliser des comparaisons intra et inter-bassins et (2) réduire le coût financier très important des analyses chimiques (6 bassins x 15 à 16 campagnes de prélèvement).

3. Prélèvements et analyses : protocoles

3-1. Eau

En se référant à la littérature disponible sur la pollution d'origine routière (voir paragraphe II.1) ainsi qu'aux pratiques d'entretien des autoroutes, une série de substances à rechercher a été définie, à savoir (1) les ETM (cadmium, cuivre, plomb et zinc), (2) les hydrocarbures totaux et (3) deux herbicides (atrazine et glyphosate). Ces analyses ont été réalisées par deux laboratoires agréés, les laboratoires d'analyse départementaux du Vaucluse et de la Drôme (LDA 84 et 26). Un suivi des ions majeurs a également été réalisé et les analyses conduites au laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. Des flacons individuels, préparés par les laboratoires, ont été utilisés pour chaque type de substance à doser et conservés dans des glacières une fois le prélèvement effectué. Les échantillons ont été ensuite préparés puis conservés au froid avant leur analyse effective. Les références des protocoles utilisés pour les dosages sont indiqués dans le tableau II-1.

Des mesures ont également été effectuées *in situ* lors de chaque campagne d'échantillonnage. Il s'agit de caractéristiques abiotiques telles que la conductivité ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1} \pm 0.1$), la température ($^{\circ}\text{C} \pm 0.1$), le pH (unité pH ± 0.01), la transparence (disque de Secchi, en cm ± 0.1) et l'oxygène dissous ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \pm 0.5$ et % à la saturation). Ces mesures de terrain ont été réalisées à l'aide d'appareils portatifs WTW Bioblock Scientific® pH91, LF91 et OXY91.

3-2. Sédiment

De la même manière que pour les analyses d'eau, des prélèvements ont été effectués dans la couche supérieure du sédiment (ca. 5 premiers cm) à l'aide d'une drague conçue afin de ne récolter que la partie superficielle correspondant au dépôt récent (Fig. II-2). Ces prélèvements ont été réalisés tous les trois mois environ, afin de ne pas trop perturber le milieu et laisser un délai assez long pour le dépôt de nouveaux sédiments. Le même point de prélèvement a été conservé au cours de l'étude. Les éléments trace métalliques (Cd, Cu, Pb et Zn), les hydrocarbures et l'herbicide atrazine ont été recherchés. Des problèmes méthodologiques n'ont pas permis l'analyse du glyphosate. Les références des protocoles utilisés pour les dosages sont également résumés dans le tableau II-1.

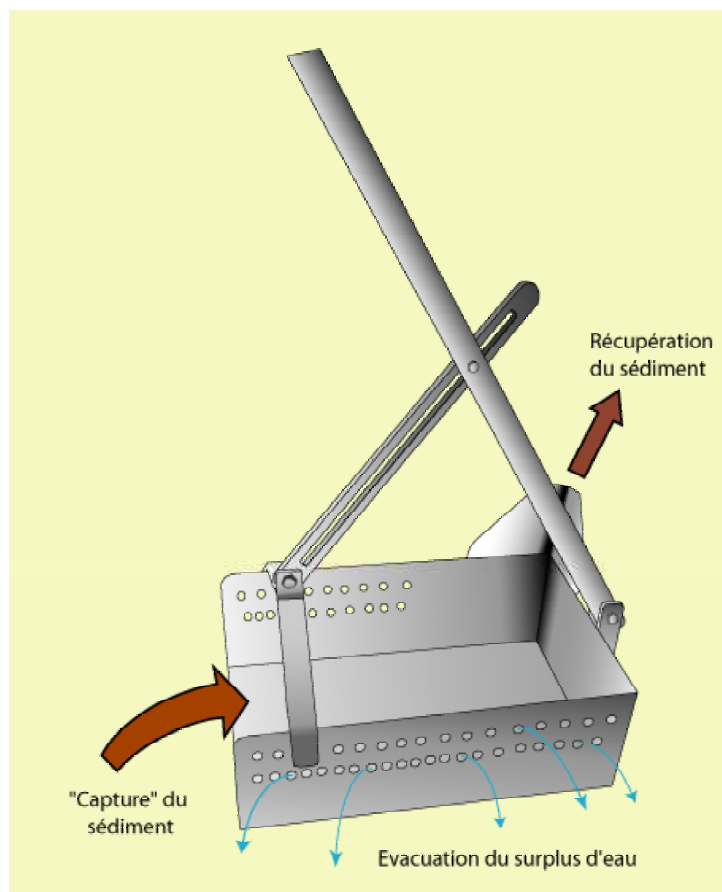


Fig. II-2. Schéma de la drague à sédiments.

Tab. II-1. Méthodes et protocoles utilisés pour le dosage des éléments recherchés

	Paramètre	Méthode analytique	Seuil de détectabilité	Laboratoire
EAU	Hydrocarbures (Indice Infra-Rouge)	T 90-114 (octobre 1979)	0.05 mg.L ⁻¹	LDA* 84
	Cadmium	NF EN ISO 5961 (août 1995)	0.5 µg.L ⁻¹	LDA 84
	Cuivre	T 90-112 (juillet 1998)	0.05 mg.L ⁻¹	LDA 84
	Plomb	FD T 90-119 (juillet 1998)	0.05 µg.L ⁻¹	LDA 84
	Zinc	T 90-112 (juillet 1998)	0.05 mg.L ⁻¹	LDA 84
	Glyphosate et AMPA*	Chromatographie en phase liquide détecteur fluorimétrique	0.10 µg.L ⁻¹	LDA 26
	Atrazine	Méthode interne accrédité par le COFRAC* (01/03/2003)	0.02 µg.L ⁻¹	LDA 26
	Anions	Chromatographie liquide en phase ionique sur DIONEX DX120 ®	0.01 mg.L ⁻¹	Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon
SEDIMENT	Cations	Absorption atomique flamme sur SPECTRA AA 640 VARIAN ®	0.01 mg.L ⁻¹	Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon
	Matières sèches	NF T 90-029 (juin 1970)	%	LDA 84
	Hydrocarbures (Indice Infra-Rouge)	XP T 90-114 (octobre 1979)	0.1 mg.kg ⁻¹	LDA 84
	Cadmium	NF EN ISO 5961 (août 1995)	0.1 mg.kg ⁻¹	LDA 84
	Cuivre	T 90-112 (juillet 1998)	0.1 mg.kg ⁻¹	LDA 84
	Plomb	T 90-112 (juillet 1998)	0.1 mg.kg ⁻¹	LDA 84
	Zinc	T 90-112 (juillet 1998)	0.1 mg.kg ⁻¹	LDA 84
	Atrazine	Méthode interne accréditée par le COFRAC (01/03/2003)	0.05 mg.kg ⁻¹	LDA 26

* Acide AminoMéthylPhosphonique (AMPA), Laboratoire d'analyses départemental (LDA), Comité français d'accréditation (COFRAC)

4. Caractérisation chimique des bassins

4-1. Paramètres physico-chimiques

Toutes les mesures effectuées sur le terrain correspondent à des mesures ponctuelles (Tab. II-2). Si la conductivité et le pH varient peu au cours de la journée, ce n'est en revanche pas le cas de la température et de l'oxygène dissous. (BRÖNMARK & HANSSON 1998). Ces deux mesures ne permettent donc pas d'établir des comparaisons intra et inter bassins fiables. Il aurait en effet été préférable de réaliser des mesures continues avec des capteurs-enregistreurs installés dans les bassins. En conséquence, ces données ne seront pas utilisées. Le fond des bassins est resté visible tout au long de l'année. La bonne transparence de l'eau pourrait être liée à la présence d'importants herbiers de characées.

Le pH moyen de l'ensemble des bassins est très légèrement basique ($\text{pH} = 7.82 \pm 0.36$) avec des variations locales pouvant refléter des différences de nature géologique entre sites.

La conductivité électrique, plus élevée dans les bassins à substrat naturel que dans les bassins à substrat PEHD (MANN-WHITNEY U test, $p < 0.0001$), a affiché des variations importantes au cours de l'année d'étude. Nous avons en particulier observé des pics élevés à partir du mois de janvier 2003, consécutifs au salage des chaussées. Le bassin SAL se démarque des autres bassins par une conductivité très élevée tout au long de l'année. Cette dernière est directement liée à une contamination par le chlorure de sodium dont l'origine n'a pas été découverte.

Tab. II-2. Paramètres physico-chimiques relevés dans les six bassins au cours de la période d'étude (mars 2002 – mars 2003). Moyenne $\pm$ écart-type et amplitude [mini - maxi].

Bassin	Conductivité ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Oxygène dissous (% à saturation)
ORA (A7) $n = 16$	711 ± 243.6 [273 - 1102]	13.7 ± 4.3 [5.8 - 20.7]	7.42 ± 0.41 [6.9 - 8.17]	72 ± 50 [5 - 151]
MRA (A7) $n = 15$	485.9 ± 394.2 [203 - 1330]	17.8 ± 10.4 [2.7 - 36.7]	7.92 ± 0.64 [6.85 - 8.74]	131 ± 42 [83 - 231]
MRB (A7) $n = 16$	1074.3 ± 252.9 [537 - 1499]	18.7 ± 6.9 [7.9 - 27.2]	7.62 ± 0.29 [7.26 - 8.07]	130 ± 70 [10 - 236]
MRC (A7) $n = 16$	863.3 ± 407.3 [332 - 1631]	16.81 ± 7 [6.9 - 29.3]	7.92 ± 0.45 [7.27 - 8.78]	80 ± 55 [23 - 179]
SAL (A54) $n = 16$	1882.2 ± 746 [888 - 3450]	15.26 ± 3.93 [8.1 - 20.4]	7.54 ± 0.22 [7.06 - 7.84]	93 ± 57 [13 - 219]
GRA (A54) $n = 16$	271.7 ± 268.5 [114.4 - 876]	17.62 ± 8.15 [6.2 - 30.5]	8.53 ± 0.62 [7.28 - 9.21]	104 ± 35 [40 - 179]

4-2. composition ionique

Les résultats des analyses ioniques sont présentés dans la figure II-3. Nous observons en particulier le regroupement des bassins suivant de leur type de substrat (bâché vs. naturel) ainsi que l'originalité du bassin SAL. Le bassin SAL est en effet particulièrement marqué par une forte perturbation liée à des apports continus de NaCl (source non identifiée). Les bassins à substrat naturel se démarquent des bassins PEHD par de plus fortes concentrations ioniques (en particulier Ca^{2+} , HCO_3^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , F^- et NO_3^-). Cette différence peut s'expliquer par la faible épaisseur (< 2 cm) de sédiments constatée sur les membranes PEHD. La quantité d'ions présents sous forme dissoute dans la colonne d'eau est en effet très fortement dépendante du type de substrat et du type de sols présents dans l'aire de captage du bassin (BRÖNMARK & HANSSON 1998).

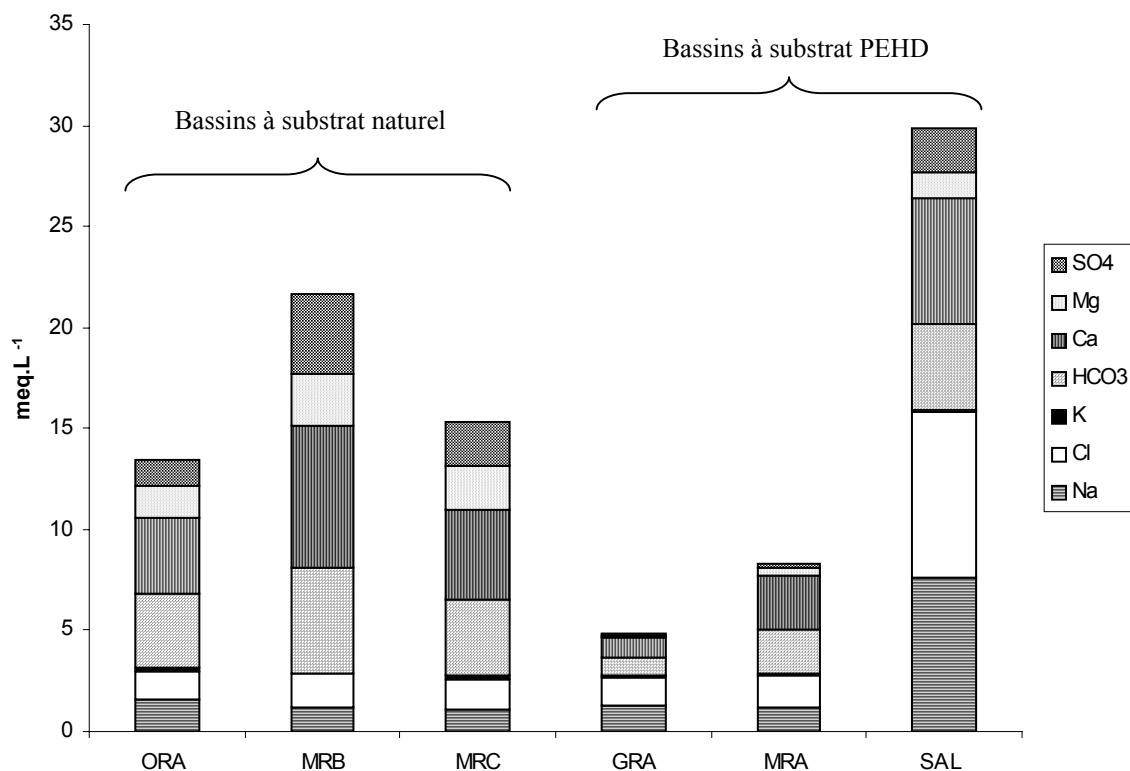


Fig. II-3. Concentrations moyennes des ions majeurs (meq.L⁻¹) au cours de la période d'étude (mars 2002 – mars 2003) des six bassins étudiés.

Tab. II-3. Résultat des dosages effectués dans la colonne d'eau (ions) et références bibliographiques

Bassin / Référence		Conductivité (μS.cm ⁻¹)	Calcium (mg.L ⁻¹)	Chlorures (mg.L ⁻¹)	Sulfates (mg.L ⁻¹)	Phosphates (mg.L ⁻¹)	Nitrates (mg.L ⁻¹)
Notre étude avec moyenne ± écart-type et [mini - maxi]	ORA (A7) n = 16	711 ± 243.6 [273 - 1102]	75.86 ± 37.03 [30.28 - 154]	52.47 ± 26.65 [11.78 - 95.44]	64.24 ± 30.16 [8.67 - 107.3]	2.78 ± 9.33 [0 - 36.8]	3.78 ± 5.83 [0 - 19.95]
	MRA (A7) n = 15	485.9 ± 394.2 [203 - 1330]	51.38 ± 19.8 [27.5 - 101.1]	50.09 ± 81.13 [0.31 - 250.28]	7.55 ± 10.86 [0.74 - 42.67]	~	0.17 ± 0.36 [0 - 1.13]
	MRB (A7) n = 16	1074.3 ± 252.9 [537 - 1499]	140.99 ± 31.67 [75.6 - 178.44]	57.61 ± 17.85 [16.58 - 108.31]	192.86 ± 54.66 [45.29 - 255.46]	0.09 ± 0.36 [0 - 1.46]	3.13 ± 3.34 [0 - 10.82]
	MRC (A7) n = 16	863.3 ± 407.3 [332 - 1631]	91.02 ± 31.22 [38.78 - 152.82]	55.48 ± 27.41 [7.91 - 106.31]	112.72 ± 63.26 [31.79 - 285.41]	1.262 ± 4.89 [0 - 18.93]	0.58 ± 1.40 [0 - 5.29]
	SAL (A54) n = 16	1882.2 ± 746 [888 - 3450]	127.52 ± 22.09 [81.68 - 152.4]	305.91 ± 157.72 [111.73 - 728.57]	107.48 ± 46.39 [11.18 - 188.64]	~	5.88 ± 3.41 [0 - 10.7]
	GRA (A54) n = 16	271.7 ± 268.5 [114.4 - 876]	19.6 ± 2.16 [15.18 - 22.31]	43.05 ± 74.25 [2.42 - 193.86]	4.43 ± 0.76 [2.79 - 5.57]	~	0.62 ± 0.89 [0 - 2.57]
	Gavoti ¹ n = 15	246.7 ± 85.5 [186 - 496]	39.4 ± 10.11 [30.78 - 69.86]	4.68 ± 2.09 [1.75 - 10.7]	7.66 ± 8.34 [0.47 - 33.8]	~	0.65 ± 2.18 [0 - 8.5]
	Bibliographie						
	Lundberg et al. (1999)	[80 - 1030]	~	[12 - 200]	~	~	~
	Décret 2001-1220 ²	1000	~	250	150	~	50

¹ Site NATURA 2000 PR125 (Var 83) - site isolé des voies de circulation - Thiéry (2002)

² Décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine

Tous les bassins étudiés se trouvent dans une zone de forte activité agricole, principalement tournée vers la viticulture. L'examen des concentrations en nitrates et en phosphates dans les eaux (Tab. II-3) fait néanmoins apparaître des concentrations limitées de ces éléments, généralement inférieures à celles qui sont recommandées par le décret 2001-1220 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine. Cependant, les bassins les plus proches des cultures viticoles présentent des concentrations maximales en sulfates très supérieures aux seuils fixés par cet arrêté, suggérant l'existence d'un ruissellement depuis les zones cultivées vers les bassins.

En ce qui concerne les chlorures, de très grandes variations ont observées au cours de l'étude avec des concentrations pouvant être extrêmement élevées pendant les périodes hivernales de salage des routes (STOTZ & KRAUTH 1994 ; Fig. II-6). En France, la demande de sel pour les routes est très variable en fonction de la rigueur de l'hiver. Par exemple, l'hiver 1986-87 s'est traduit par la vente de 1.2 millions de tonnes de sel alors qu'en 1997-98 et 2000-01, les besoins ont été satisfaits avec moins de 500 000 tonnes (CSF 2005). Il est également intéressant de noter que les concentrations en chlorures sont très variables d'un bassin à l'autre. Ce qui est observé dans les bassins ORA et MRC (substrat naturel) au cours de l'été pourrait trouver son origine dans l'existence de liens avec la nappe phréatique conduisant à une dilution des ions chlorures par remontée de cette dernière. La comparaison des concentrations de sel sur les bassins autoroutiers avec les mesures effectuées en 2000-2001 par A. THIERY sur la mare de Gavoti (mare naturelle temporaire située dans le Var, isolée de toute voie de circulation et identifiée comme site Natura 2000 PR125) fait apparaître une différence importante des teneurs de chlorures entre ces deux types d'écosystèmes (naturel vs. autoroutier), ce qui confirme l'origine routière de cette pollution salée.

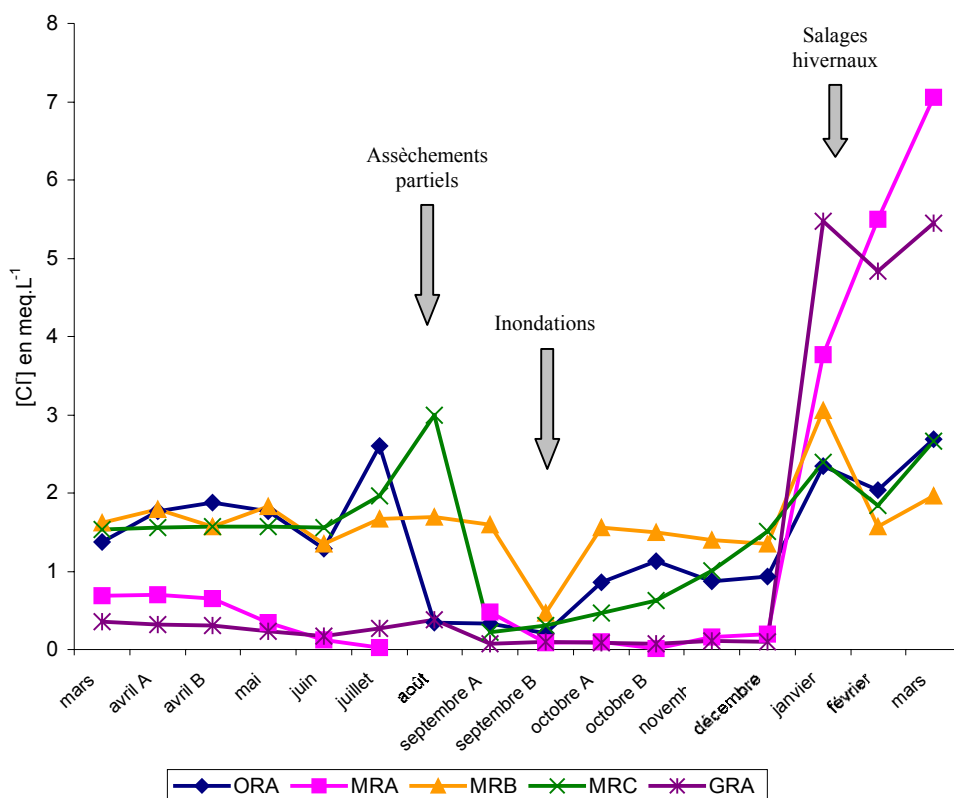


Fig. II-4. Concentrations moyennes de l'ion chlorure (en meq.L⁻¹) dans l'eau au cours de la période d'étude. Avril A = 02/04/02, avril B = 23/04/02, septembre A = 03/09/02 et B = 12/09/02 (inondations), octobre A = 01/10/02 et B = 29/10/02. Le bassin SAL n'est pas représenté sur ce graphique (valeurs hors échelle).

Les profils ioniques des différents bassins ont également été comparés à l'aide de diagrammes de STIFF. Cette méthode visuelle permet de comparer les proportions relatives des ions contenus dans l'eau ainsi que d'en estimer la minéralisation totale grâce à la surface de chaque forme obtenue (STIFF 1951). Les concentrations sont exprimées en milliéquivalents par litre (meq.L⁻¹). Les cations sont disposés sur la partie gauche du diagramme tandis que les anions le sont sur la partie droite.

Comme nous l'avons vu précédemment, les mares à substrat naturel (ORA, MRB, MRC) présentent un profil similaire, particulièrement défini par des concentrations en [Mg - SO₄+NO₃] élevées (> 2 meq.L⁻¹) et des taux d'éléments carbonatés > 4 meq.L⁻¹ (Fig. II-7). Les mares à substrat artificiel (membrane PEHD) se définissent principalement par leur faible concentration [Mg - SO₄+NO₃]. Le bassin SAL, quant à lui, se démarque par sa forte contamination par les chlorures qu'il nous paraît difficile de justifier par des phénomènes naturels. Ce bassin étant situé en zone urbaine, une contamination de type industrielle est à envisager.

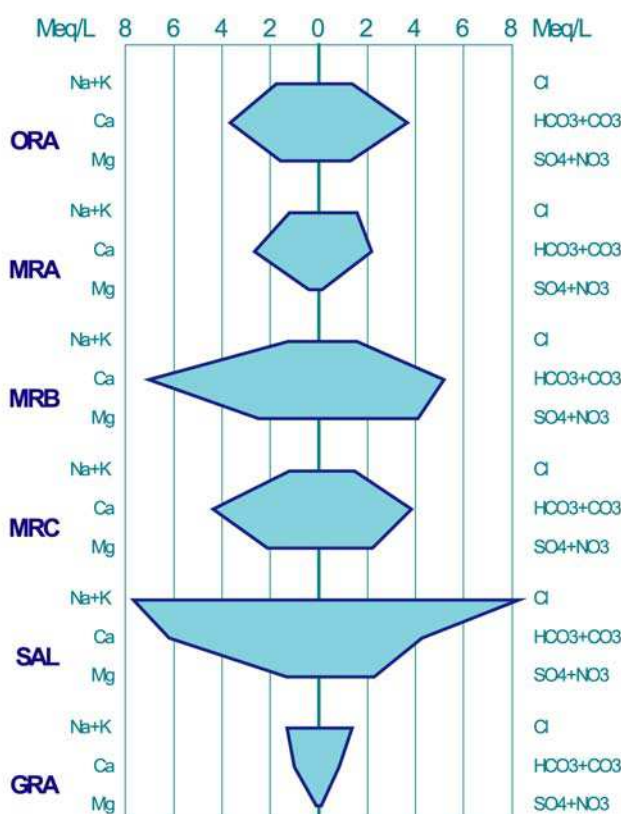


Fig. II-5. Profil ionique annuel moyen des bassins de pluie autoroutiers étudiés selon la représentation graphique de STIFF.

L'examen des profils ioniques mensuels des bassins à substrat naturels (Fig. II-8) révèle l'importance de l'impact du salage hivernal des routes. Que se soient les bassins MRA ou GRA, le plateau [Na+K - Cl] s'élargit de façon conséquente à partir du mois de janvier puis persiste jusqu'à la fin des prélèvements. Cet événement introduit donc un déséquilibre très net dans le rapport ionique de ces bassins. De plus, si la forme des figures de STIFF reste presque la même au cours du temps, certains événements hydrologiques vont néanmoins la modifier. L'assèchement constaté du bassin MRA au mois d'août 2002 est précédé par une concentration importante des matières carbonatées dans la colonne d'eau. Cette forte concentration pourrait être liée soit à la reconcentration par évaporation, soit à la décomposition des plantes aquatiques du genre *Chara* qui accumulent de grandes quantités de calcium-bicarbonates dans leurs feuilles (DODDS 2002). Néanmoins, ces deux phénomènes peuvent aussi coexister. Le même événement est constaté dans le bassin GRA dont la majeure partie est asséchée au mois de septembre.

L'examen des profils ioniques mensuels des bassins à substrat naturel indique que les concentrations ioniques évoluent relativement peu dans le temps (Fig. II-9). Si le salage hivernal intervient de la même façon que dans les bassins à substrat artificiel, il est intéressant de noter que son impact semble limité dans ceux-ci. Cet effet « tampon » pourrait s'expliquer par un équilibre entre les charges ioniques présentes dans la colonne d'eau et liées à la présence d'une couche de sédiments organiques ou à l'existence d'un lien phréatique.

De la même manière, et contrairement à ce qui a été observé dans les bassins MRA et GRA, des phénomènes de dilution ionique sont observés dans les bassins à substrat naturel au cours des mois d'été (août et septembre) alors même qu'une baisse du niveau d'eau est enregistrée. Ceci pourrait résulter d'infiltrations de la nappe phréatique dans les bassins ORA et MRC. Ces relations nappe-bassin pourraient expliquer le faciès chimique de ces eaux ainsi que leur relative stabilité. Pendant les périodes humides, les bassins à substrat naturel, ORA et MRC, semblent donc essentiellement alimentés par des ruissellements de chaussée alors qu'en été, ces derniers pourraient être réalimentés par la nappe phréatique dont les eaux sont plus faiblement minéralisées que celles provenant des écoulements de la chaussée.

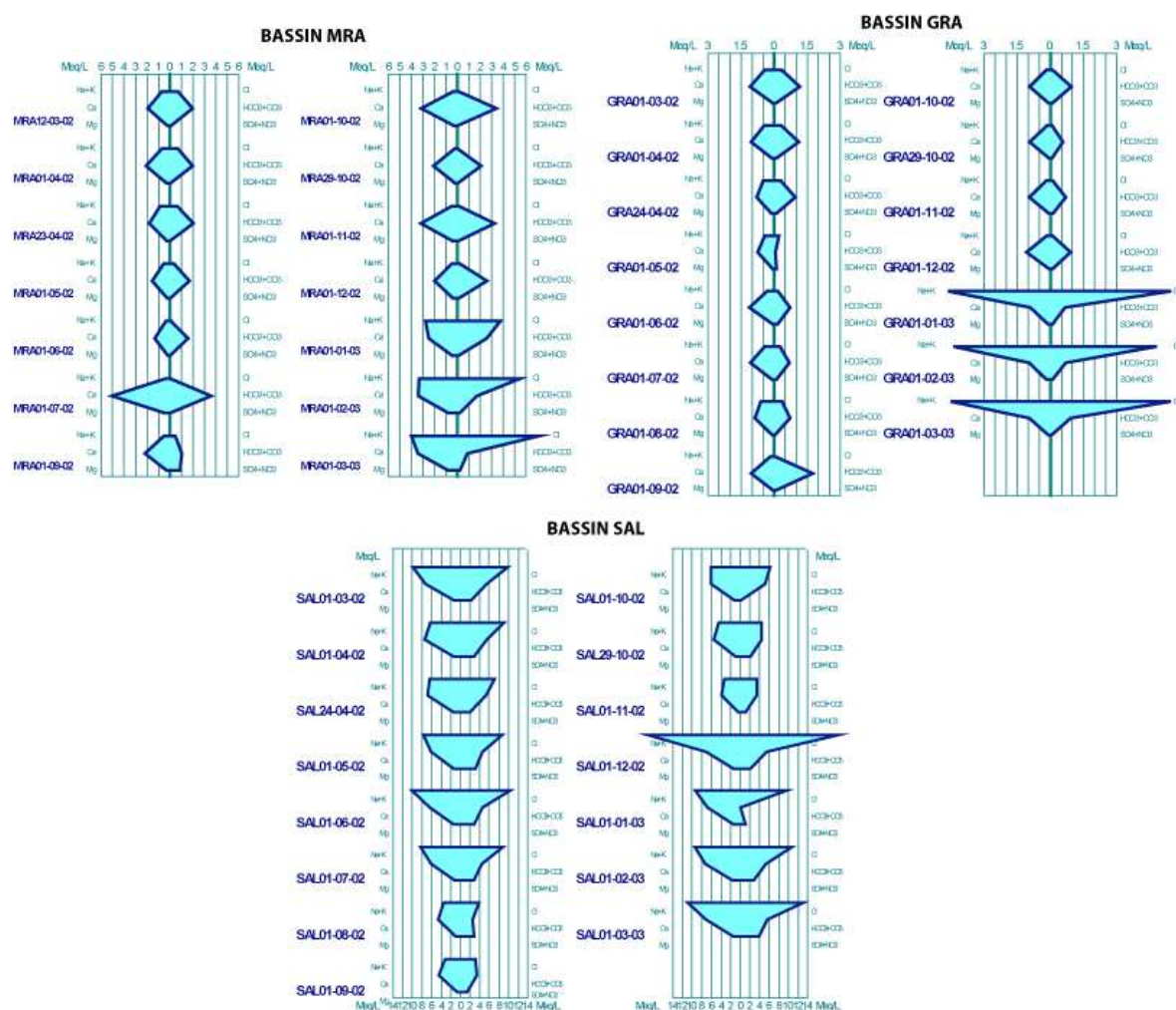


Fig. II-6. Profils ioniques mensuels des bassins à substrat artificiel étudiés selon la représentation graphique de STIFF.

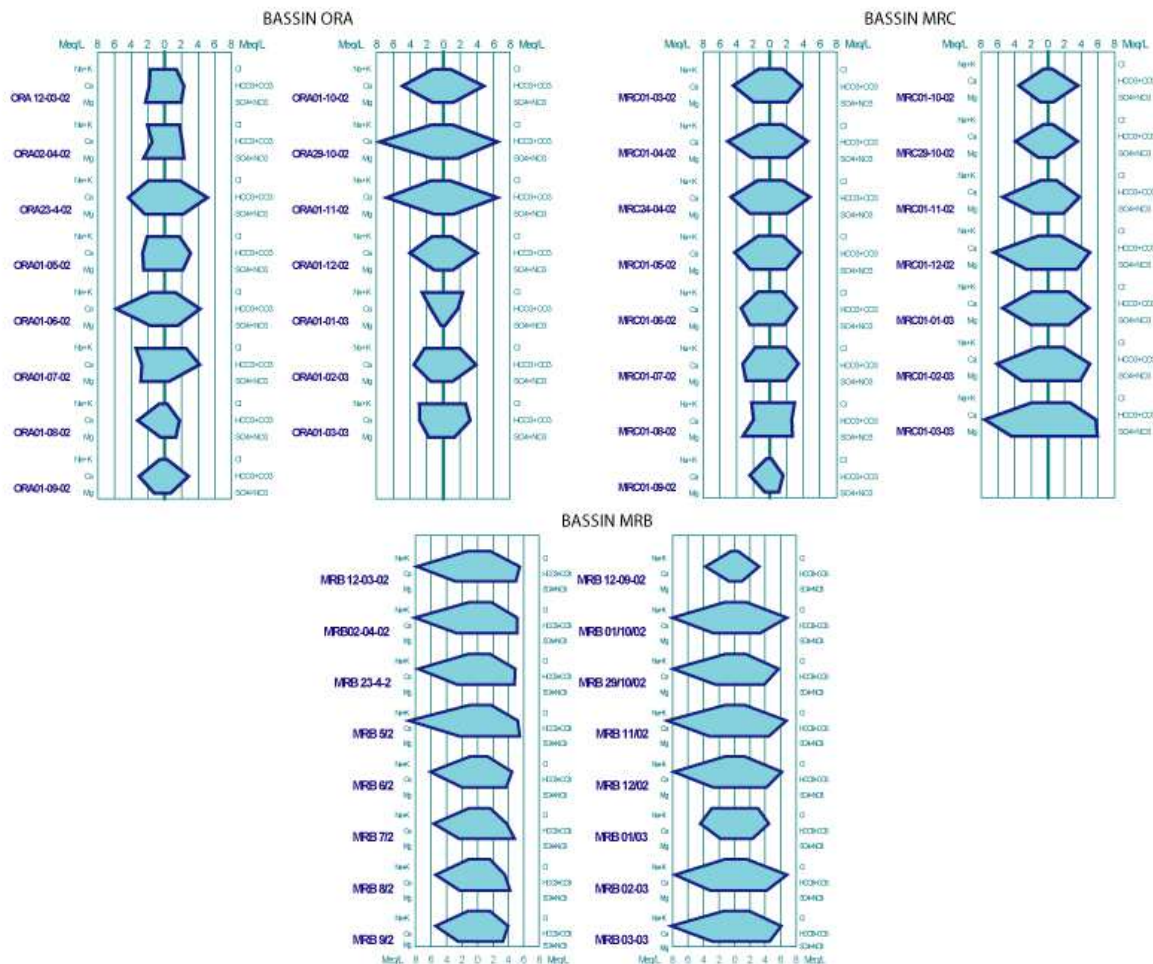


Fig. II-7. Profils ioniques mensuels des bassins à substrat naturel étudiés selon la représentation graphique de STIFF.

4-3. Éléments liés à l'activité routière

4-3-1. Colonne d'eau

Dans l'hypothèse d'événements pluvieux réguliers, la plus grande part de la pollution routière déposée sur les chaussées est principalement entraînée par les eaux de ruissellements. La chaussée est d'abord mouillée par un volume d'eau correspondant à 0,5 mm de précipitations (DURAND 2003). C'est au cours de cette phase que les polluants hydrosolubles accumulés dans les dépôts de temps sec se dissolvent. Quand le seuil de mouillage est dépassé, le ruissellement commence et entraîne une partie de ce dépôt, une partie pouvant éventuellement sédimenter au cours du transport. De nombreux facteurs tels que l'énergie des gouttes, les caractéristiques de la chaussée ou de la pluie influent sur le déplacement des particules (PAGOTTO 1999, DURAND 2003). De plus, l'intensité du trafic, la durée de l'hiver (salages), le vent, la lumière et le type de chaussée (un enrobé de type drainant semble réduire de façon significative les niveaux de contamination) déterminent l'importance des dépôts sur les chaussées (BERBEE *et al.* 1999, PAGOTTO 1999, FORMAN *et al.* 2003). Lors d'événements pluvieux, la pluie qui s'écoule sur la chaussée va donc transporter ces particules qui séminent en partie à l'entrée du bassin (FÄRM 2002). C'est d'ailleurs pour cette raison que les bassins présentant un rapport longueur/largeur élevé sont les plus efficaces pour réduire la contamination liée au ruissellement, avant son écoulement vers le milieu naturel (MALLIN *et al.* 2002). Les particules ont en effet d'autant plus le temps de sédimenter si la distance à parcourir est plus grande.

Les résultats des dosages ainsi que des données issues de la littérature (seules les mesures effectuées directement dans des bassins et non dans les écoulements de chaussée

ont été retenues) sont présentés dans le tableau II-4. Ces données mettent en évidence (1) une contamination très réduite de l'eau par les métaux lourds sous forme dissoute et (2) la présence de glyphosate et d'Acide AminoMéthylPhosphonique ou AMPA toute l'année.

Tab. II-4. Résultat des dosages effectués dans la colonne d'eau (hydrocarbures et métaux) et références bibliographiques

		Hydrocarbures totaux (mg.L ⁻¹)	Cuivre (µg.L ⁻¹)	Cadmium (µg.L ⁻¹)	Plomb (µg.L ⁻¹)	Zinc (µg.L ⁻¹)	Glyphosate (µg.L ⁻¹)	AMPA (µg.L ⁻¹)
Notre étude avec moyenne ± écart-type et [mini - max]	ORA (A7)	0.14 ± 0.13	~	0.03 ± 0.13	~	~	1.18 ± 2.8	0.7 ± 1.48
	n = 16	[nd - 0.82]	~	[nd - 0.5]	~	~	[nd - 9.78]	[nd - 4.35]
	MRA (A7)	0.04 ± 0.09	~	0.04 ± 0.14	~	~	0.43 ± 1.06	0.29 ± 0.91
	n = 15	[nd - 0.31]	~	[nd - 0.5]	~	~	[nd - 3.9]	[nd - 3.58]
	MRB (A7)	0.07 ± 0.1	~	~	~	~	0.36 ± 0.35	0.28 ± 0.6
	n = 16	[nd - 0.1]	~	~	~	~	[nd - 2.02]	[nd - 2.02]
	MRC (A7)	0.08 ± 0.14	~	0.1 ± 0.27	0.73 ± 2.84	~	0.27 ± 0.60	0.26 ± 0.3
	n = 16	[nd - 0.4]	~	[nd - 0.9]	[nd - 11]	~	[nd - 2.28]	[nd - 1.16]
Bibliographie	SAL (A54)	0.08 ± 0.12	~	0.09 ± 0.23	1 ± 2.8	~	0.37 ± 0.7	0.39 ± 0.28
	n = 16	[nd - 0.44]	~	[nd - 0.7]	[nd - 10]	~	[nd - 2.6]	[nd - 1]
	GRA (A54)	0.07 ± 0.13	~	0.11 ± 0.29	1.13 ± 3.27	~	0.21 ± 0.3	0.17 ± 0.25
	n = 16	[nd - 0.42]	~	[nd - 1]	[nd - 12]	~	[nd - 0.98]	[nd - 1]
Bibliographie	Yousef <i>et al.</i> (1982)	~	~	~	66	43	~	~
	Lundberg <i>et al.</i> (1999)	~	[1.4 - 98]	[nd - 0.86]	[0.21 - 27.9]	[2.2 - 782]	~	~
	Sriyaraj <i>et al.</i> (2001)	~	[0.05 - 2.43]	[0.50 - 1.65]	[3.30 - 5.65]	[1.18 - 8.45]	~	~
	Färm (2002)	~	[6.1 - 22]	~	[3.1 - 21]	[3.6 - 290]	~	~
	Revitt <i>et al.</i> (2004)	~	[nd - 25.6]	[nd - 2.3]	[nd - 6.1]	[4 - 79.5]	~	~
	Décret 2001-1220 ¹	1	1000	5	10	5000	0.1	0.1

nd : non détectable

¹ Décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine

Cette faible contamination de la colonne d'eau par des éléments traces métalliques a été observée dans de précédentes études (cf. Tableau II-4) laissant supposer une accumulation préférentielle de ces substances dans les sédiments (BYEONG-GWEON *et al.* 2000, LEGRET 2001). Au cours de notre étude sur le réseau ASF, seulement deux périodes ont permis de détecter des métaux sous forme dissoute, les mois de juin et de septembre 2002 et ce, dans presque tous les bassins. Seuls le cadmium et le plomb ont été détectés. Ceci laisse supposer que des événements tels que l'augmentation significative du trafic ou que des accumulations importantes de particules contaminées liées au manque de pluie ou de vent aient eu lieu au cours de ces périodes.

La majorité des métaux présents dans les ruissellements de chaussées sont très majoritairement sous forme particulaire, soit près de 75% de la fraction disponible et seul le zinc se trouve plutôt sous une forme dissoute (YOUSEF *et al.* 1984, BERBEE *et al.* 1999, LEGRET 2001, DURAND 2003). Il est également intéressant de noter que près de 90% des hydrocarbures sont associés à des particules (WALKER *et al.* 1999). L'étude menée par PAGOTTO (1999) sur les poussières déposées sur les bandes d'arrêt d'urgence a mis en évidence leur forte contamination par le plomb, le cuivre, le zinc et le cadmium. Il est également apparu que ces métaux étaient fortement adsorbés aux particules et que par conséquent ces derniers étaient principalement transportés sous forme particulaire par les eaux de pluie. Les métaux présent sous forme dissoute dans la colonne d'eau, quant à eux, vont pouvoir être complexés par des ligands inorganiques (anions majeurs tels que les carbonates, chlorures et hydroxydes) et organiques (e.g. composés formant la matière organique dissoute) présents dans le milieu (Fig. II-10). Ce phénomène dépend fortement de paramètres physico-chimiques tels que le pH, le potentiel d'oxydoréduction et la quantité de ligands disponibles (LE GOFF & BONNOMET 2004).

Notre étude a également permis de mettre en évidence, dans l'eau des bassins autoroutiers, la présence de glyphosate et d'AMPA, son principal produit de dégradation. Le suivi mensuel de ces molécules a permis de constater qu'un pic de glyphosate apparaissait entre le printemps et l'été. L'AMPA apparaît à peu près en même temps puis reste dans l'eau à des concentrations détectables pendant plusieurs mois (Fig. II-11). Le glyphosate est la molécule active du *Roundup*® produit par Monsanto Agricultural Products. C'est un herbicide systémique à large spectre (il est absorbé par les racines et se répand dans les plantes) qui est utilisé en grandes quantités un peu partout dans le monde (SMITH & OEHME 1992). De plus, la mise au point et la commercialisation aux Etats-Unis, par l'entreprise Monsanto, de plantes OGM (Organisme Génétiquement Modifié) résistantes à cet herbicide en a fait exploser les ventes (VEILLERETTE 2002). Le glyphosate est soluble dans l'eau (BRONSTAD & FRIESTAD 1985), sa rémanence est inférieure à un mois et il est fortement absorbé par le sol (REINERT & RODGERS 1987). Après son application, le glyphosate n'est donc pas censé migrer dans les eaux souterraines. Or, dans son bilan annuel sur les pesticides dans les eaux françaises (données 2002), l'Institut Français de l'Environnement (IFEN 2004) a mis en évidence la forte présence de l'AMPA (présent dans 52% des 11546 analyses) et du glyphosate (37%) dans les eaux superficielles. L'AMPA apparaissant comme la deuxième molécule la plus fréquente dans ces mêmes eaux, juste après l'atrazine. Quant au glyphosate, il a été quantifié dans 4% des 7846 analyses réalisées dans les eaux souterraines, démontrant son possible transfert vers les nappes phréatiques. Les expériences réalisées en laboratoire ont montré que leurs toxicités aiguës et chroniques semblaient assez faibles (VEILLERETTE 2002). Aucun effet quantifiable n'a également été mis en évidence lors de l'étude des effets du *Roundup*® sur les populations de daphnies d'une mare forestière (HILDEBRAND *et al.* 1980). Néanmoins, de nombreuses questions restent posées sur la toxicité des surfactants (adjuvants nécessaires à la pénétration de l'herbicide, glyphosate dans le cas présent, dans la plante) entrant dans la composition du *Roundup*® (DESCHOMETS 2001).

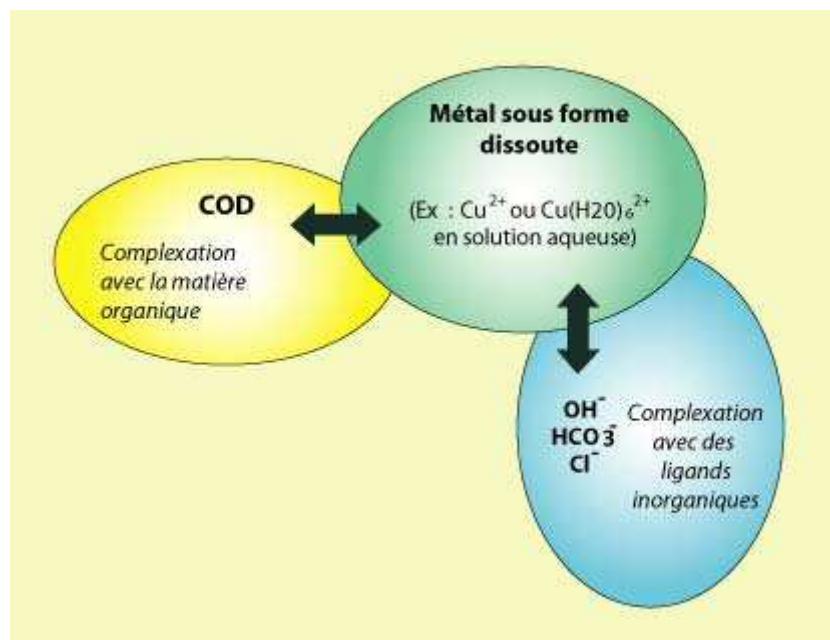


Fig. II-8. Phénomènes de complexation des métaux dans l'eau. (adapté de LE GOFF & BONNOMET 2004).

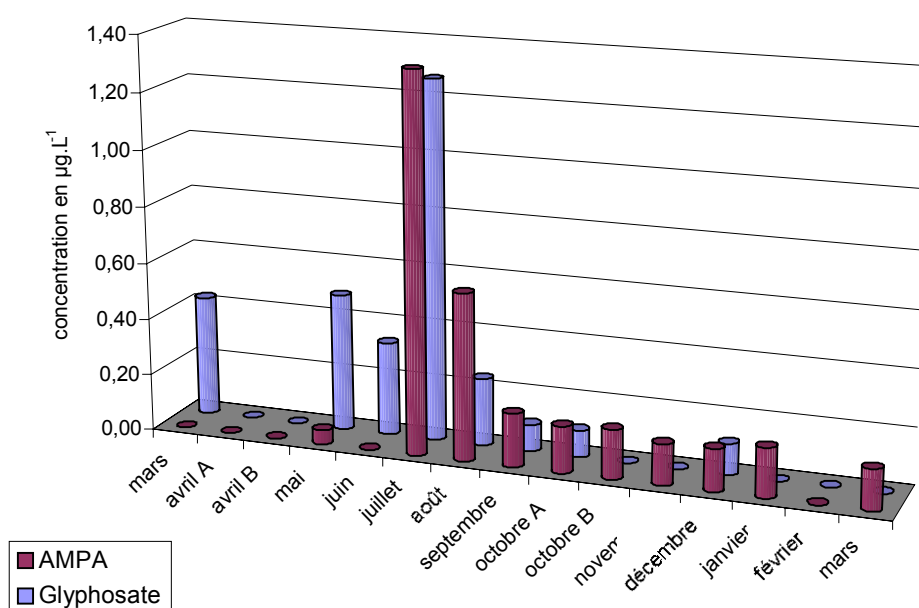


Fig. II-9. Evolution temporelle des valeurs médianes des concentrations de glyphosate et d'AMPA dans la colonne d'eau.

4-3-2. Sédiments

Des prélèvements ont été effectués dans les sédiments à cinq reprises (avril, juillet, septembre, décembre 2002 et mars 2003) dans chaque bassin. Deux prélèvements ont également été effectués par A. THIERY dans deux mares naturelles temporaires (sites NATURA 2000 PR 125) situées dans le Var. Ces deux mares étant situées à distance de toute route d'importance, les dosages de métaux dans leurs sédiments peuvent servir de témoin de contamination à notre étude. Les résultats des analyses ainsi que des données issues de la littérature sont présentés dans le tableau II-5.

Tab. II-5. Résultat des dosages effectués dans les sédiments (hydrocarbures et métaux) et références bibliographiques

	Références	Cd (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)	Hydrocarbures totaux (mg.kg ⁻¹)
Notre étude avec moyenne $\pm$ écart-type et [mini - maxi]	ORA (A7)	3.9 $\pm$ 0.5	69.7 $\pm$ 40.8	89 $\pm$ 62.9	118.3 $\pm$ 56.1	74.3 $\pm$ 40
	<i>n</i> = 6 sauf pour Cu <i>n</i> = 4	[<1 - 4.5]	[40 - 130]	[1 - 160]	[49 - 210]	[23 - 130]
	MRA (A7)	2.6 $\pm$ 1.1	157.5 $\pm$ 17.1	53.5 $\pm$ 36.5	270 $\pm$ 85.1	12.6 $\pm$ 7.2
	<i>n</i> = 6 sauf pour Cu <i>n</i> = 4	[<1 - 3.3]	[150 - 180]	[6 - 84]	[200 - 410]	[3.6 - 21]
	MRB (A7)	2.2 $\pm$ 0.9	230 $\pm$ 36.6	44.5 $\pm$ 43.6	174 $\pm$ 33.6	87.4 $\pm$ 43.5
	<i>n</i> = 5 sauf pour Cu <i>n</i> = 3	[<1 - 3.5]	[210 - 270]	[2 - 96]	[120 - 210]	[14 - 120]
	MRC (A7)	2.3 $\pm$ 0.3	143.3 $\pm$ 20.8	27.6 $\pm$ 25.4	107.2 $\pm$ 30.1	12.2 $\pm$ 7.8
	<i>n</i> = 5 sauf pour Cu <i>n</i> = 3	[<1 - 2.6]	[120 - 160]	[1 - 59]	[86 - 160]	[0 - 19]
	SAL (A54)	2.1 $\pm$ 0.7	185 $\pm$ 10	76.8 $\pm$ 46.6	390 $\pm$ 35.2	333.3 $\pm$ 150.4
	<i>n</i> = 6 sauf pour Cu <i>n</i> = 4	[<1 - 4]	[170 - 190]	[3 - 120]	[350 - 430]	[200 - 570]
Bibliographie	GRA (A54)	1.8 $\pm$ 0.5	137.5 $\pm$ 12.6	89.8 $\pm$ 53.3	640 $\pm$ 86	176.7 $\pm$ 43.2
	<i>n</i> = 6 sauf pour Cu <i>n</i> = 4	[<1 - 2.1]	[120 - 150]	[<1 - 140]	[540 - 730]	[100 - 220]
	Gavoti ¹ (<i>n</i> = 1)	<1	40	51	100	16
	Bonne Cougne ¹ (<i>n</i> = 1)	<1	40	72	80	<10
	Yousef <i>et al.</i> (1982)	0.7	15.2	76	35.2	~~
	Legret <i>et al.</i> (1995)	[1 - 4]	[84 - 208]	[300 - 819]	[683 - 1980]	~~
	Lee <i>et al.</i> (1997)	4	~~	55	130	~~
	Legret & Pagotto (1999)	[0.25 - 1.7]	[20 - 260]	[170 - 540]	[110 - 3510]	[250 - 1920]
	Sriyaraj <i>et al.</i> (2001)	[5.77 - 8.67]	[5.78 - 41.5]	[24.45 - 95.45]	[59.49 - 239.81]	~~
	Färm (2001)	[0.17 - 0.85]	[31 - 78]	[26 - 45]	[124 - 269]	~~
	Durand <i>et al.</i> (2004)	[4 - 9]	[222 - 343]	[296 - 670]	[1136 - 1725]	~~
	Arrêté du 08/01/98 (sols) ²	15	1000	800	3000	~~
	Fonds géochimique ³	[0.01 - 0.2]	[6 - 60]	[12 - 20]	[17 - 125]	~~
	Médiane sols français ⁴	0.13	12.4	31.2	72	~~

¹ Site NATURA 2000 PR125 (Var 83) - site isolé des voies de circulation

² Arrêté du 8 janvier 1998 : Valeurs seuils en mg.kg⁻¹ de matière sèche, analyse sur le sédiment total (J.O. 31/01/1998)

³ Synthèse de SINGH & STEINNES (1994)

⁴ Fond pédo géochimique local français, données reportées par BLAIZE (1997)

Les gammes de concentration de métaux des bassins étudiés correspondent à ce qui a été précédemment observé dans d'autres études avec en particulier des concentrations élevées de zinc (LEGRET & PAGOTTO 1999). Suivant leurs concentrations respectives, les métaux détectés peuvent être classés comme suit : Zn>Cu>Pb>Cd. C'est ce qui est généralement constaté dans ce type de milieu (FÄRM 2001, MALLIN *et al.* 2002). La décroissance du plomb est à noter puisque dans une étude similaire à la fin des années 80, YOUSEF *et al.* (1990) l'avaient classé en seconde position après le zinc. Néanmoins, les études s'intéressant à la contamination du sol en bordure de chaussée classent systématiquement le plomb et le zinc loin devant le cuivre et le cadmium, ce qui diffère de ce qui est observé dans les sédiments de bassins (PAGOTTO 1999). Mais la décroissance du plomb dans les échantillons de sols et de sédiments est notable. Elle est certainement liée à l'utilisation accrue de l'essence sans plomb comme carburant des véhicules (DURAND 2004). La comparaison de ces données avec les valeurs référence pour les sols français et le fond géochimique permet de confirmer que les valeurs mesurées résultent d'un enrichissement important d'origine non naturelle. Par contre, ces valeurs sont très en deçà des valeurs

limites proposées par l'arrêté du 8 janvier 1998 concernant l'épandage de boues issues du traitement des eaux usées sur les sols agricoles, ce texte faisant office de référence pour les sédiments en France.

La comparaison avec les échantillons issus des deux mares naturelles varoises indique que si les concentrations de la plupart des métaux recherchés sont beaucoup plus faibles que dans les bassins autoroutiers, il est intéressant de noter que ce n'est pas le cas du plomb (Kruskal-Wallis H test, $p=0,395$). Ceci pourrait résulter d'une contamination par voie atmosphérique et/ou par une accumulation de plombs de chasse (DODDS 2002, LE GOFF & BONNOMET 2004).

A la lecture des données, nous pouvons constater que les bassins de pluie autoroutiers présentent de très grandes variations au niveau de leur contamination par les métaux lourds et les hydrocarbures. Ceci pourrait résulter des caractéristiques propres à chaque bassin, en particulier l'âge ou le type du substrat (naturel ou membrane PEHD). De plus certains auteurs ont suggéré l'existence de variations saisonnières de la teneur en métaux, en particulier au cours de la période hivernale où les ruissellements (liés aux épandages de sels de déneigement) seraient les plus importants (LEGRET 2001). L'hypothèse d'effets liés à l'âge du bassin, au type de substrat et à la saison a été testée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA). Les 5 dates de prélèvements sont avril, juillet, septembre, décembre 2002 et mars 2003. Les résultats sont présentés dans le tableau II-6.

Tab. II-6. Résultats de l'analyse de variance

Variables	Hydrocarbures totaux		Cadmium		Cuivre		Plomb		Zinc	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Bâche	6.033	0.023*	1.599	0.220	0.355	0.561	2.441	0.003**	35.913	< 0.0001***
Date	0.327	0.856	15.852	< 0.0001***	0.115	0.891	13.380	< 0.0001***	0.269	0.893
Age	23.86	0.0001***	0.035	0.853	0.01	0.922	1.625	0.218	15.182	0.022*

* = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$

Cette analyse met en évidence un effet significatif de l'âge du bassin et de la présence d'une bâche PEHD sur les concentrations d'hydrocarbures totaux et de zinc mesurées dans les sédiments. Les bassins à la fois les plus récents et possédant une bâche présentent les concentrations les plus élevées de ces éléments. L'effet très significatif de l'âge du bassin s'explique par le fait que les deux bassins les plus récents (SAL et GRA) possèdent tous les deux une membrane PEHD. De plus les bassins possédant une membrane PEHD ont de faibles épaisseurs de sédiments à leur surface, ce qui peut induire une réduction de l'activité biologique, en particulier en ce qui concerne la biodégradation des hydrocarbures.

La principale source de zinc est représentée par les glissières de sécurité qui, soumises à l'action de l'air et de l'eau, subissent des phénomènes de corrosion. D'ailleurs les expériences de ruissellement sur glissière réalisées par PAGOTTO (1999) ont montré que ces eaux se retrouvaient chargées par des teneurs en zinc de quelques mg.L^{-1} à quelques dizaines de mg.L^{-1} en fonction des événements pluvieux. L'autoroute A54 étant beaucoup plus récente que l'A7, la corrosion des glissières de sécurité de l'A54 produit certainement plus de zinc qui se retrouve naturellement à des teneurs plus élevées dans les bassins les plus récents.

Pour le cadmium et le plomb, un effet date est significatif, quelque soit le type de bassin ou son âge avec une augmentation des teneurs de ces éléments entre juillet et septembre. Cette augmentation a également été observée dans la colonne d'eau (cf. § 3-2.1.). Cet effet pourrait être lié soit à l'augmentation significative du trafic, soit à des événements pluvieux importants suivant de longues périodes sèches (phénomènes d'accumulation). Cet aspect sera discuté dans le paragraphe 4.

Le cuivre, quant à lui, ne semble pas être dépendant du type de bassin, de son âge ou de la date de prélèvement. Mais les concentrations de cuivre mesurées sont légèrement

supérieures aux concentrations relevées dans la littérature (cf. Tab. II-5). L'étude se déroulant dans une région à forte culture agricole, des contaminations sous la forme de retombées atmosphériques et ruissellement pourraient exister. Cet élément entre en effet dans la composition du sulfate de cuivre (bouillie bordelaise) qui est utilisé pour traiter les vignes et les arbres fruitiers. (LE GOFF & BONNOMET 2004). D'ailleurs les concentrations de sulfates relevées dans l'eau peuvent être très élevées dans certains bassins (cf. Tab. II-3). Le double effet des épandages agricoles et du trafic ne permettrait alors pas d'observer une variation significative des concentrations de cuivre en fonction du bassin ou de la saison.

4-4. Autres éléments traces

Lors de la recherche des herbicides de la famille du glyphosate et de l'atrazine, un certain nombre d'autres molécules, non liées à l'entretien routier mais utilisées en agriculture ont été détectées. En effet, les méthodes d'analyses utilisées (chromatographies phase gazeuse et liquide) permettent de détecter un « bouquet » de molécules en plus de la molécule cible. Ces données sont résumées dans le tableau II-7. Parmi les substances identifiées, deux (diuron et simazine) sont classées comme substance prioritaire dans le sens de la directive cadre sur l'eau (Décision No 2455/2001/CE du parlement européen et du conseil du 20 novembre 2001 établissant la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE). Les herbicides détectés présentent par ailleurs des pics saisonniers très marqués liés aux périodes d'épandage (Tab. II-8). Il est intéressant de noter que les mêmes produits sont retrouvés une année sur l'autre avec quelques variations dans les mélanges utilisés (en février 2003, la simazine disparaît, remplacée par le tebuconazole et le norflurazon). Cette observation a été confirmée par un viticulteur vivant à proximité du bassin MRC, qui nous a expliqué que ces mélanges étaient mis au point par des représentants de coopératives agricoles et changeaient chaque année.

Autre point à noter, ces herbicides, hormis le 2,4-dinitrophénol n'ont été détectés que dans deux bassins, à savoir MRB et MRC, ces deux sites étant en contact avec des vignes (MRC) ou des vignes et une plantation de pins (MRB). Ceci laisse donc supposer l'existence d'une importante contamination des bassins soit par ruissellement ou, plus probablement, par voie atmosphérique (ces herbicides étant épandues sous forme aérosol).

Le 2,4-dinitrophénol, présenté comme dangereux pour l'environnement (INERIS 2002), est utilisé, en autres, comme insecticide et fongicide. Il a été détecté dans tous les bassins hormis ceux situées le long de l'A54 (SAL et GRA). Ceci laisse supposer un traitement préventif dans le secteur Orange – Avignon, peut être appliqué sur les vignes (non présentes dans la zone de Salon-de-Provence).

Tab. II-7. Liste des herbicides détectés dans la colonne d'eau avec leurs valeurs minimum et maximum. (n) correspond aux nombre de fois où l'élément a été détecté au cours des 90 analyses d'eau.

Substance ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MRB	MRC	ORA	MRA	SAL	GRA
Terbutylazine (n = 4)	0.02 - 0.07	0.23 - 2.7	~~	~~	~~	~~
Déséthylterbutylazine (n = 6)	0.14 - 0.28	0.06 - 1.1	~~	~~	~~	~~
Simazine (n = 1)	0.09	~~	~~	~~	~~	~~
Oxadixyl (n = 2)	0.06 - 0.24	~~	~~	~~	~~	~~
Diuron (n = 5)	~~	0.02 - 0.24	~~	~~	~~	~~
Tebuconazole (n = 1)	~~	0.1	~~	~~	~~	~~
Norflurazon (n = 1)	traces	~~	~~	~~	~~	~~
2,4-Dinitrophénol (n = 4)	0.09	0.3	0.77	0.5	~~	~~

Tab. II-8. Occurrence des différences herbicides en fonction des mois

Mars -Avril 2002	janvier-03	février-03
Terbutylazine, Déséthylterbutylazine, Simazine, Oxadixyl, Diuron	2,4- Dinitrophénol	Terbutylazine, Déséthylterbutylazine, Oxadixyl, Diuron , Tebuconazole, Norflurazon

En grisé, substances prioritaires au sens de la Directive cadre sur l'eau

4-5. Représentation des données physico-chimiques par une méthode d'intelligence artificielle : la carte de KOHONEN ou SOM (Self Organizing Map)

Seules les mesures effectuées dans la colonne d'eau ont été utilisées pour cette analyse afin de pouvoir comparer ultérieurement (chapitre IV) l'évolution de la qualité chimique de l'eau à celle des assemblages d'invertébrés tels que définis dans le chapitre III. Les prélèvements de sédiment ont en effet été trop ponctuels pour réaliser ce type d'analyse.

Le détail de la technique utilisée, la carte de KOHONEN ou SOM (Self Organizing Map), est décrite dans KOHONEN (2001). Son principe est la représentation de données multidimensionnelles dans un espace de dimension inférieure (en général de dimension 1 ou 2). Les données sont projetées non linéairement sur une grille rectangulaire formée d'hexagones, la carte de KOHONEN, sur laquelle s'organiseront les données en fonction de leur similarité (GIRAUDEL 2001). Ce type de technique a déjà été appliqué avec succès à des données écologiques (LEVINE *et al.* 1996, RECKNAGEL *et al.* 1997, WALLEY & FONTAMA 1998, WALLEY & O'CONNOR 2000, AGUILERA *et al.* 2001, CEREHINO *et al.* 2001, GIRAUDEL & LEK 2001). Les méthodes d'intelligence artificielle semblent donc particulièrement adaptées à l'analyse des données complexes couramment rencontrées en écologie (LEK & GUEGAN 2000, GIRAUDEL & LEK 2001).

Une carte SOM résumant le jeu de données physico-chimiques a été générée. Dans cet espace, les échantillons se sont répartis en 5 clusters, nommés 1 – 5, suivant les patterns de distributions spatiaux et temporels des différent contaminants (Fig. III-12).

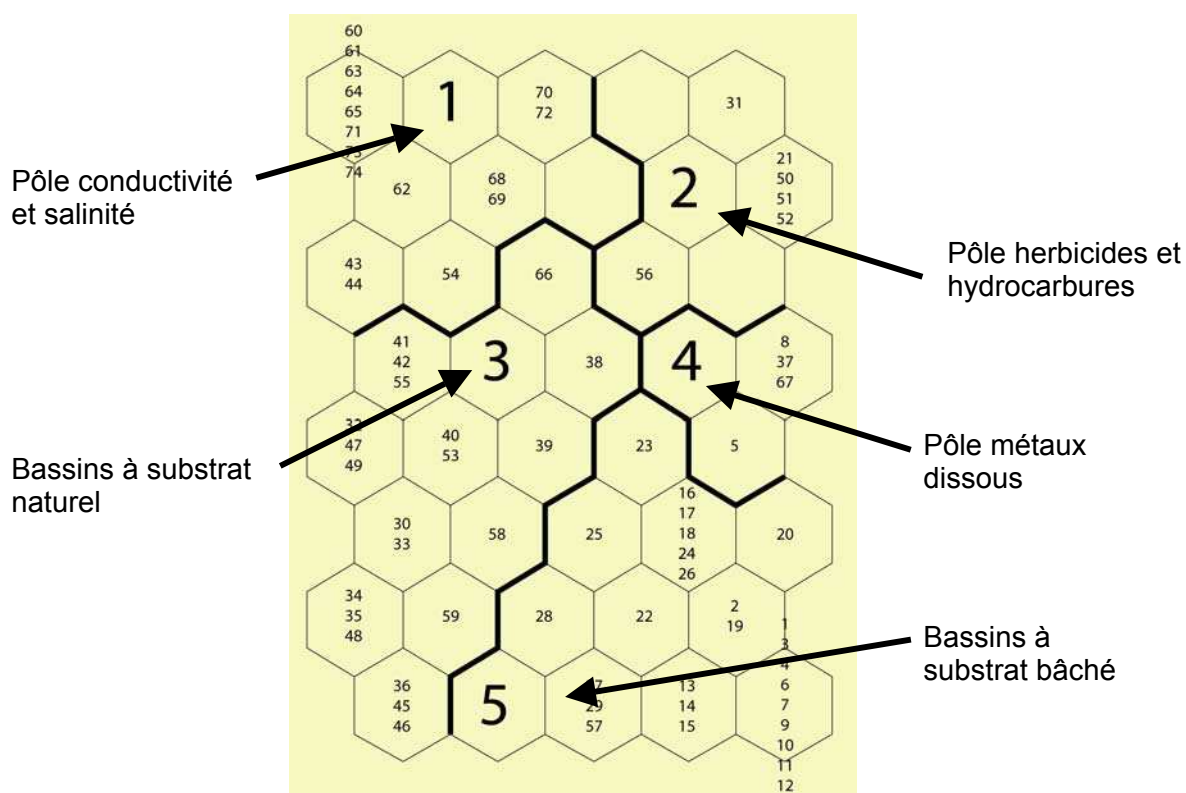


Fig. II-10. Distribution des échantillons sur la self-organising map (SOM) en relation avec leurs caractéristiques physico-chimiques, et regroupement en fonction de leurs affinités. Les petits numéros correspondent aux échantillons.

L'abscisse de la carte SOM révèle un gradient de pollution chimique de la gauche (faibles intrants) vers la droite (nombreux intrants) alors que l'axe des ordonnées indique un gradient de minéralisation faible dans le bas de la carte à élevée dans sa partie supérieure. L'examen de cette carte et de la distribution des variables physico-chimiques dans chaque cluster nous permet de caractériser chacun des clusters (Fig. III-13).

Les échantillons rassemblés dans le cluster 1 sont identifiés à la fois par leur conductivité ($> 1915 \mu\text{S.cm}^{-1}$) et leur salinité ($[\text{Cl}^-] > 238.5 \text{ mg.L}^{-1}$) élevées. Ceux que l'on trouve dans le cluster 2 ont de fortes concentrations en herbicides ($0.18 - 3.48 \mu\text{g.L}^{-1}$) et en hydrocarbures totaux ($0.14 - 0.82 \text{ mg.L}^{-1}$). Le cluster 4 est quant à lui identifié par la présence de métaux traces sous forme dissoute (plomb et cadmium). Les deux derniers clusters permettent de séparer les échantillons issus des bassins à substrat naturel (cluster 3) de ceux qui sont issus de bassins bâchés (cluster 5), ces derniers présentant les mesures de conductivité les plus faibles.

Nous pouvons donc résumer le jeu de données en 5 « pôles chimiques » caractéristiques des différents types de perturbations enregistrées, à savoir : (1) salinité, (2) herbicides et hydrocarbures, (4) métaux et opposition substrats bâchés (5)/non bâchés (3).

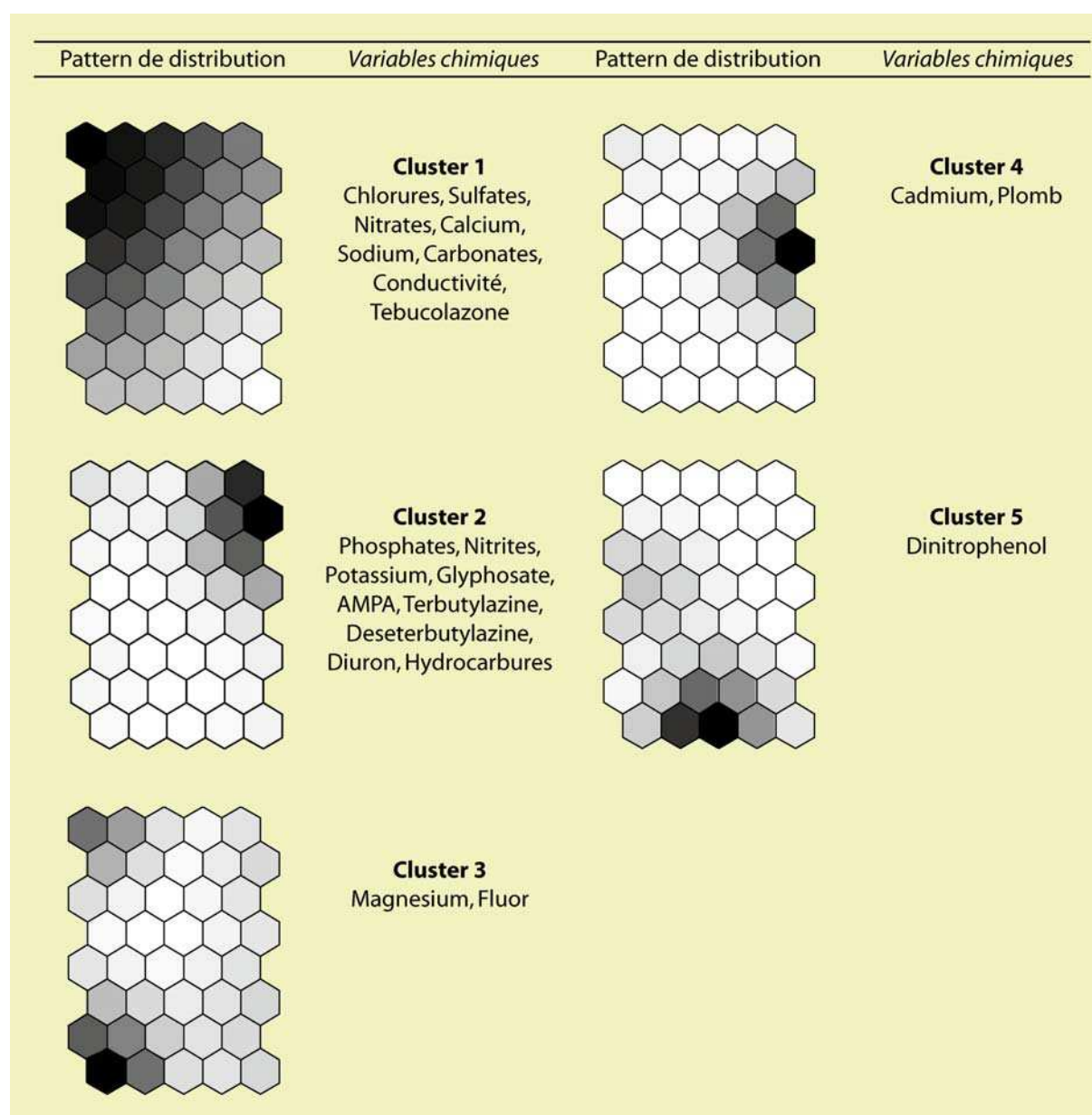


Fig. II-11. Analyse de la distribution de toutes les variables chimiques sur la carte SOM. Les nuances de gris font référence à la probabilité de présence d'une variable en passant du noir (probabilité élevée) vers le clair (faible probabilité). Cette figure est à comparer à la figure II-10.

5. Impact du climat

Le climat a un rôle central vis à vis de la dispersion des substances polluantes dans l'atmosphère ou vers les bassins de protection des eaux autoroutiers. En effet, c'est l'intensité du vent et des précipitations qui sont à l'origine du déplacement des dépôts de particules et poussières accumulés sur la chaussées (voir les paragraphes précédents). L'examen de la littérature sur la contamination des bassins de pluie autoroutiers par les produits de l'activité routière fait apparaître que la très grande majorité de ces études ont été réalisées dans des régions ou pays sous influence de climats de type océaniques ou continentaux (Tab. II-9). D'ailleurs, une seule référence s'intéressant à la contamination des bassins de pluie autoroutiers a pu être trouvée en région méditerranéenne (BARBOSA & HVITVED-JACOBSEN 1999). Mais cette étude a été réalisée dans une région de basse montagne (500 – 1000 mètres d'altitude) dans une zone présentant un trafic réduit (6000 véhicules.j⁻¹). Ce manque de données pourrait expliquer les particularités observées en région méditerranéenne.

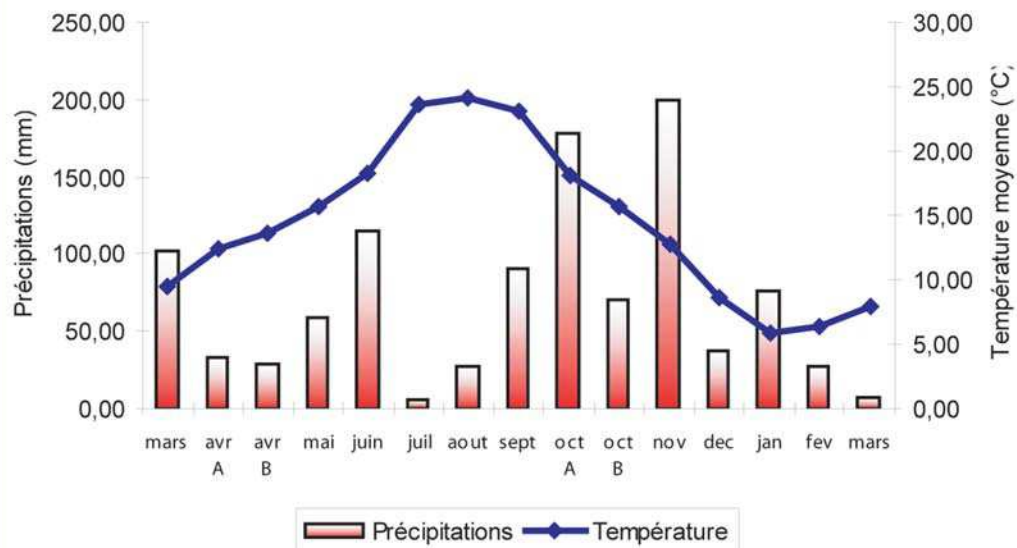
Tab. II-9. Localisation géographique des études sur la contamination de bassin de protection des eaux autoroutiers

Référence	Pays	Nb véhicules/jour
Barbosa & Hvitved-Jacobsen (1999)	Portugal	6000
Durand <i>et al.</i> (2004)	Lille, France	81 000
Färm (2002)	Suède	20 000
Lee <i>et al.</i> (1997)	Orléans, France	~~
Legret & Pagotto (1999)	Nantes, France	12 000
Legret <i>et al.</i> (1995)	Nantes, France	~~
Lundberg <i>et al.</i> (1999)	Suède	~~
Revitt <i>et al.</i> (2004)	Angleterre	~~
Sriyaraj <i>et al.</i> (2001)	Angleterre	~~
Stead-Dexter & Ward (2004)	Angleterre	85 000
Yousef <i>et al.</i> (1982)	Etats-Unis	~~
Notre étude – Autoroute A7 (2002-03)	Avignon, France	47 897
Notre étude – Autoroute A54 (2002-03)	Salon, France	23 556

5-1. Caractéristiques du climat au cours de la période d'étude

L'étude des six bassins autoroutiers a été conduite entre le 12 mars 2002 et le 11 mars 2003. Les données climatiques journalières (pluie, température et vent) de deux stations situées dans la zone d'étude ont été fournies par le Centre d'Information Régional Agrométéorologique (CIRAME). Afin d'obtenir une meilleure représentativité du climat au cours de l'étude, les données climatologiques ont été alignées sur les dates de prélèvements. Les précipitations mensuelles correspondent donc à la somme des précipitations tombées entre deux prélèvements et la température à la température moyenne entre deux prélèvements. Les diagrammes ombrothermiques des deux stations sont présentées dans la figure II-14. La station « Avignon » rend compte du climat local des stations ORA, MRA, MRB et MRC alors que la station « St Martin-de-Crau » rend compte du climat local des stations SAL et GRA. Si l'on observe ces données météorologiques au cours de la période d'étude, des pics de précipitations sont observées aux mois de mars, juin et au cours de l'automne 2002 (cette dernière période ayant été marqué par de nombreuses inondations). Mais si des pluies assez abondantes ont été mesurées à certaines périodes de l'année, on note également que pendant la majorité de la période d'étude, aucune précipitation n'a été enregistrée (75,06 % des jours sans pluie pour Avignon et 76,33 % pour St Martin). La gamme des événements pluvieux, quant à elle, fait apparaître qu'environ la moitié des pluies sont inférieures à 5 mm mais que près de 15 % sont supérieures à 20 mm, ce qui correspond à des événements générant une forte lame d'eau (Fig. II-15). Aucune différence n'est observée entre les deux stations météorologiques en ce qui concerne les données climatiques (STUDENT *t* test, $\alpha = 0.05$).

Station météorologique d'Avignon (84)



Station météorologique de St Martin-de-Crau (13)

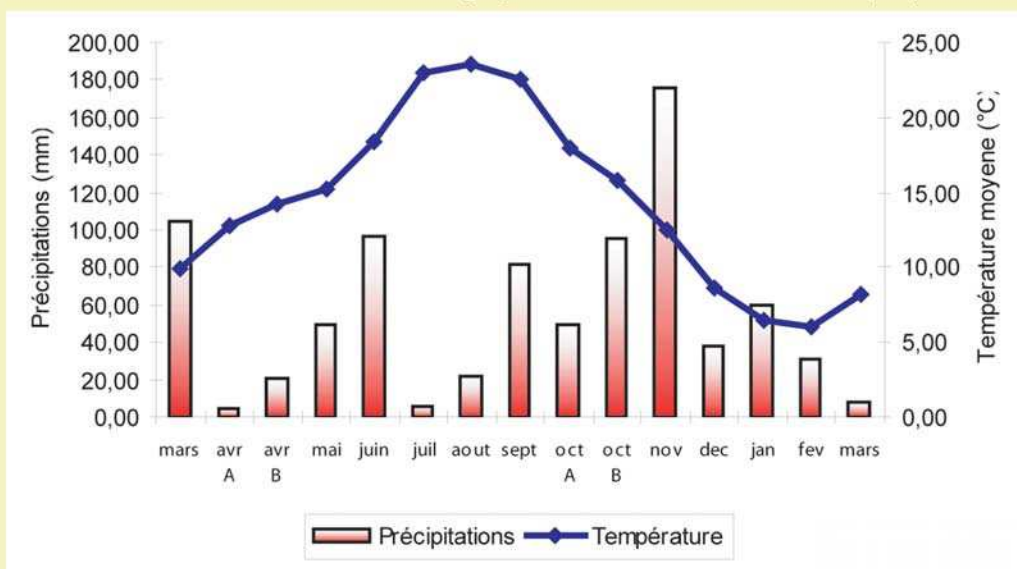


Fig. II-12. Diagrammes ombrothermiques des deux stations météorologiques. Mesures effectuées entre le 1^{er} mars 2002 et le 31 mars 2003. Source : Centre d'Information Régional Agrométéorologique (CIRAME).

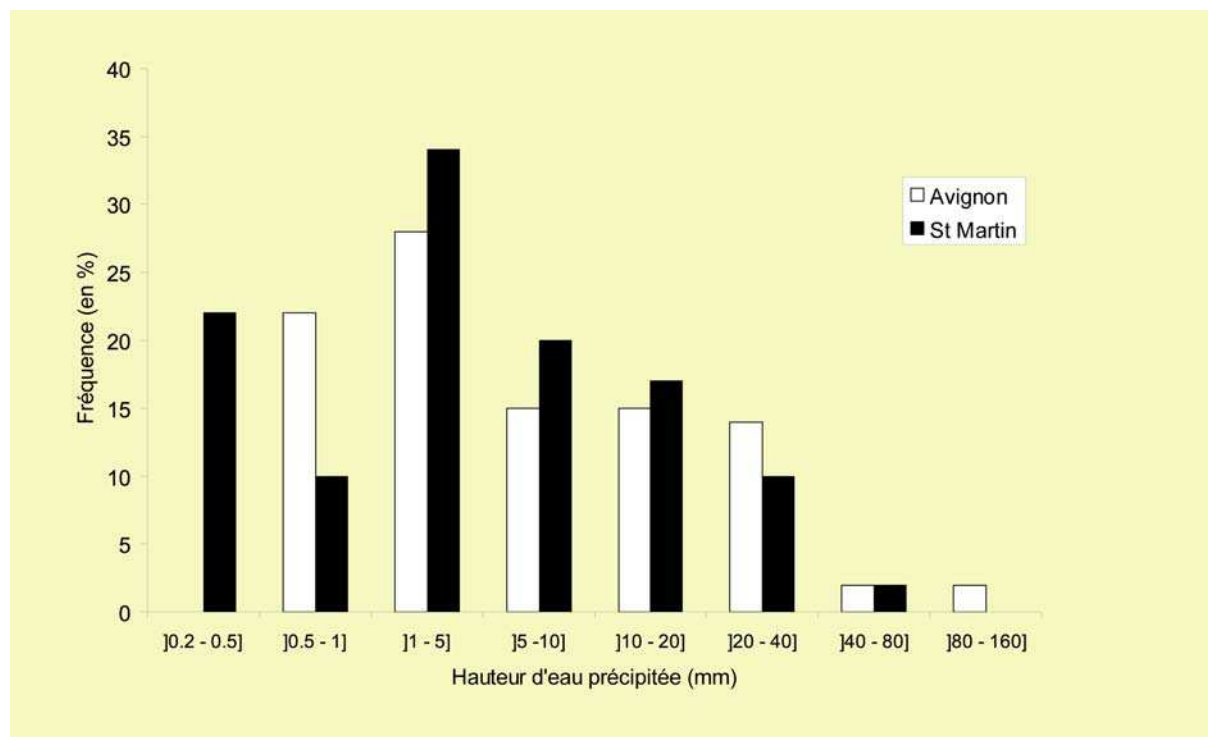


Fig. II-13. Fréquence des hauteurs d'eau précipitées dans les deux stations météorologiques au cours de notre étude.

Les données relatives au vent (direction et nombre de jours) sont représentées sous la forme d'une rose des vents. Tous les jours où le vent a soufflé ont été pris en compte (quelque soit sa force). De la même façon que pour les températures et les précipitations, deux roses des vents représentent les stations « Avignon » et « St Martin-de-Crau » (Fig. II-16). Dans la zone d'étude, le vent a une dominante Nord – Nord/Ouest, ce qui est une caractéristique du *Mistral* (BLONDEL & ARONSON 1999). Près de 90 % des événements venteux sont inférieurs à force 6, soit moins de 50 km/h (Fig. II-17 et Tab. II-10 pour la correspondance des vitesses). Or, le déplacement effectif de particules par le vent sur un sol érodé s'initialise si ce dernier souffle au minimum entre 19 et 24 km/h, soit force 4 (FORMAN *et al.* 2003). Ce type d'événement représente 48.85 % des jours où le vent a soufflé pour la station « Avignon » et 51.36 % pour « St Martin-de-Crau ». Si nous comparons ces fréquences aux nombres de jours sans pluie (> 75 % du temps), il semble très probable que le vent joue un rôle essentiel dans la dispersion des particules accumulées sur les chaussées autoroutières dans la zone d'étude.

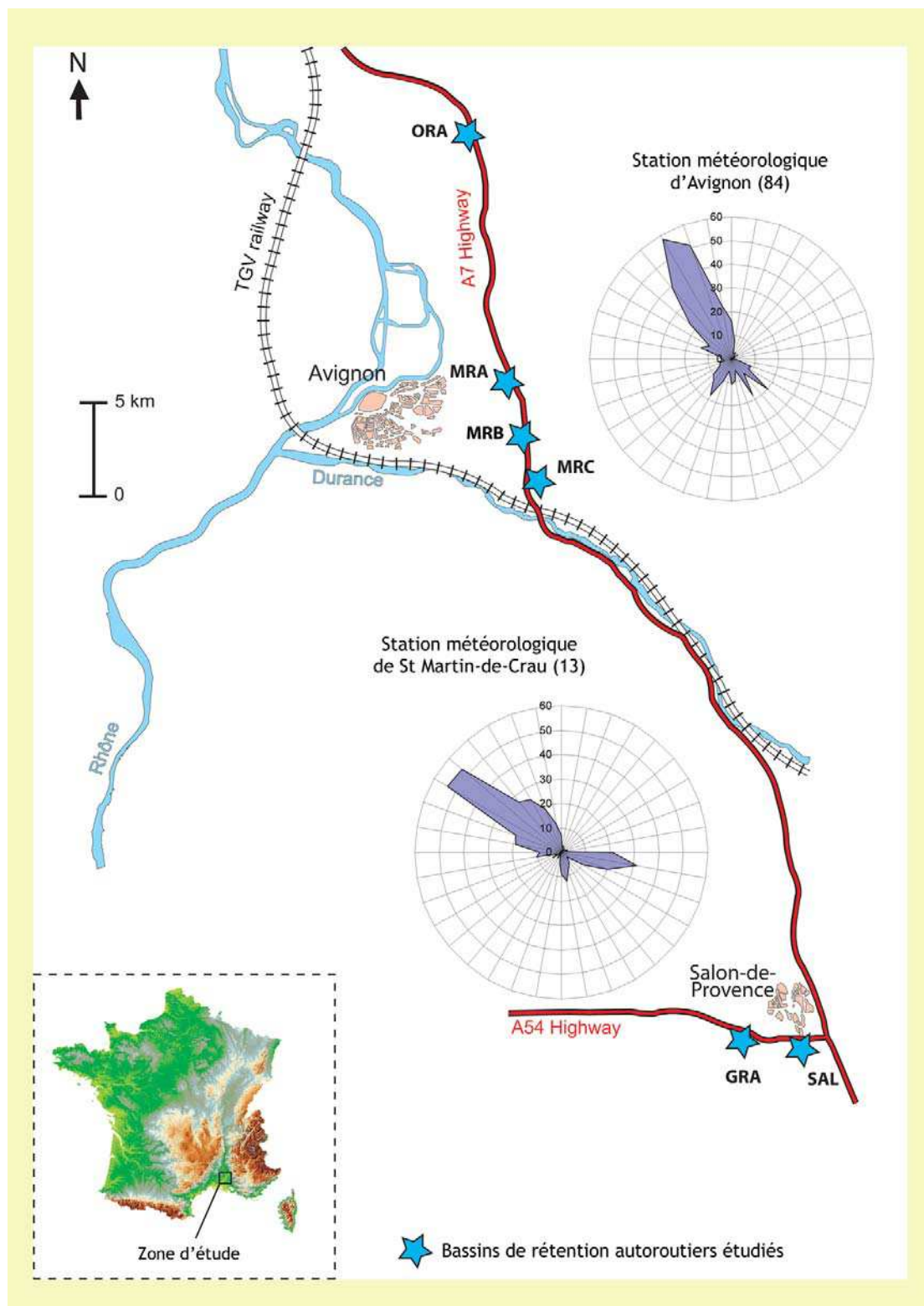


Fig. II-14. Roses des vents des deux stations météorologiques (année 2002-03) replacées dans le contexte géographique de l'étude. Les chiffres indiqués sur les roses des vents représentent le nombre de jours où le vent a soufflé dans une direction donnée.

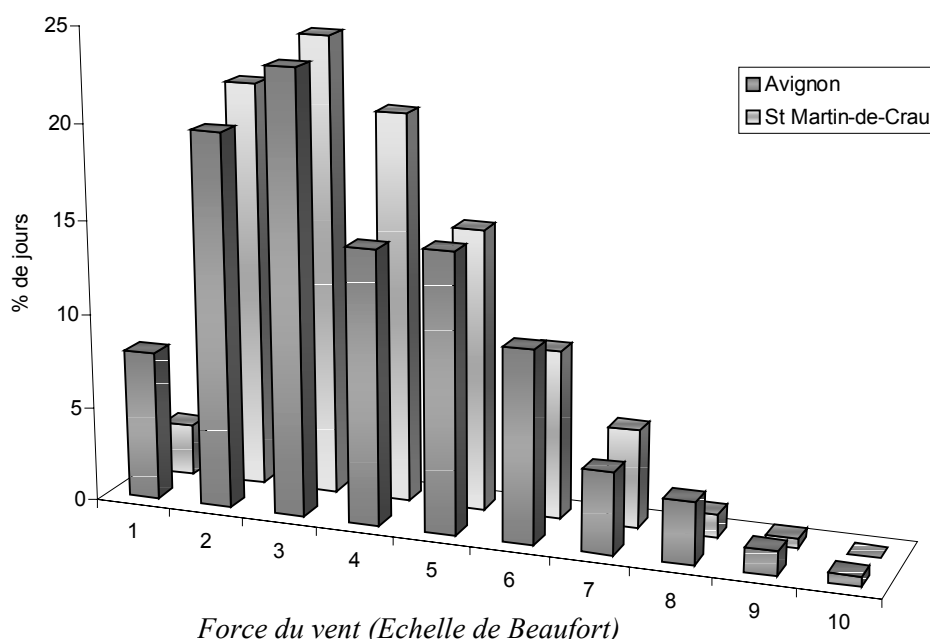


Fig. II-15. Fréquence des forces du vent enregistrées dans les deux stations météorologiques au cours de l'étude.

Tab. II-10. Correspondance entre la force du vent (Echelle de Beaufort) et sa vitesse (en km/h)

Force	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Correspondance en km/h	1 à 5	6 à 11	12 à 19	20 à 28	29 à 38	39 à 49	50 à 61	62 à 74	78 à 88	89 à 102	103 à 117	>117

5-2. Impact du climat sur la contamination des bassins

Plusieurs variables liées au climat et pouvant avoir un impact sur la contamination observée dans les bassins autoroutiers (au travers du transport de particules) ont été retenues (Tab. II-11). Les variables choisies sont :

- Pluie : cumul des pluies depuis le dernier prélèvement (mm)
- P24h : cumul des pluies des 24 dernières heures précédant le prélèvement (mm)
- JSP : nombre de jours sans pluie consécutifs avant le prélèvement (j)
- V4S : force moyenne du vent au cours des 4 dernières semaines avant le prélèvement (Echelle de Beaufort)
- V1S : idem sur pour la dernière semaine (Echelle de Beaufort)
- V3J : idem pour les trois derniers jours (Echelle de Beaufort)

Dans un premier temps, nous cherchons à établir si une relation, ou corrélation, existe entre les données chimiques (ETM, hydrocarbures, glyphosate et AMPA) et les variables précédemment décrites. Les autres herbicides, de part leur caractère saisonnier (utilisation agricole), ne sont pas inclus dans ces analyses. Les données utilisées pour ces analyses ont été préalablement transformées (logarithme (Log_{10}) et sinus hyperbolique ($\sinh$) quand les données comportent un grand nombre de zéro) afin de répondre aux exigences de normalité (FOWLER *et al.* 1998). L'intensité de cette relation, au seuil $\alpha = 0,05$, est estimée à l'aide du coefficient de corrélation de PEARSON. Une régression pas à pas ascendante est ensuite testée sur les variables afin de préciser les relations observées. Le modèle utilisé, la

régression pas à pas ascendante, signifie que les variables sont ajoutées les unes après les autres en partant du modèle constant, jusqu'à ce que, pour toutes les variables non sélectionnées, la valeur de p associée à la statistique *t* de STUDENT soit supérieure à la valeur seuil (ici 5%). A chaque étape la variable qui a un impact maximum sur le critère est sélectionnée.

Tab. II-11. Variables utilisées pour les analyses de corrélation et de régression linéaire

	Station météo d'Avignon						Station météo de St Martin-de-Crau					
	PLUIE	P24h	JSP	V4S	V1S	V3J	PLUIE	P24h	JSP	V4S	V1S	V3J
mars-02	101,50	0	22	4,18	5,14	5,33	105,00	0	7	4,61	4,71	4,67
avril A	33,50	0	18	4,14	3,00	3,00	4,40	0	20	4,45	3,57	4,00
avril B	28,50	0	11	4,05	4,29	4,33	20,60	0	13	4,62	4,43	4,33
mai	59,00	0	4	3,52	2,86	2,67	50,00	0	5	3,33	3,14	2,67
juin	114,50	0	3	3,61	3,86	4,67	96,20	0	4	4,00	4,43	4,67
juillet	6,00	0,50	0	3,20	3,57	4,00	6,20	3,40	1	3,04	3,43	2,67
août	27,00	1,50	0	4,00	3,00	3,33	22,00	3,00	1	3,43	2,86	3,33
sept	90,50	22,50	0	4,07	4,57	4,67	81,40	32,90	1	3,31	3,29	3,00
oct A	178,50	0	18	3,82	4,43	2,00	49,80	0	13	3,32	2,86	2,00
oct B	70,50	0	6	3,29	2,86	4,33	95,40	0	9	3,61	3,14	3,00
nov	199,50	4,50	0	3,44	3,00	4,00	175,80	12,00	0	3,56	3,86	4,00
dec	38,00	0	2	4,24	2,57	1,67	38,20	0	3	3,95	2,71	1,67
janv-03	76,00	15,70	0	3,34	3,00	2,00	60,20	13,00	0	3,31	3,57	4,33
fev	27,00	0,50	0	5,71	4,71	3,67	31,00	3,00	1	5,24	3,86	3,00
mar	7,00	0	4	3,68	4,29	4,00	7,80	0	5	3,79	3,57	2,33

5-2-1. Dans la colonne d'eau

Les résultats des corrélations de PEARSON sont présentés dans le tableau II-11. Dans l'ensemble, les corrélations sont plutôt faibles même si elles apparaissent comme significatives au seuil $\alpha = 0.05$. Les facteurs les plus pertinents pour expliquer la présence d'AMPA, cadmium et plomb dans la colonne d'eau sont liés à la pluviosité, et plus particulièrement à la pluie tombée au cours des dernières 24 heures.

Tab. II-12. Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques (eau) et les variables climatiques choisies. En gras, les corrélations significatives (au seuil de 5 %).

Paramètre	PLUIE	24h	JSP	V4S	V1S	V3J
Glyphosate	-0.192	-0.097	-0.132	-0.089	0.048	0.136
AMPA	-0.248	-0.005	-0.241	-0.115	-0.071	0.061
Hydrocarbures	-0.073	0.162	-0.152	-0.198	0.066	-0.022
Cadmium	0.233	0.233	-0.090	-0.090	0.130	0.190
Plomb	0.165	0.330	-0.109	-0.060	0.106	0.105

Le cadmium et le plomb ont été les seuls ETM à être détectés sous forme dissoute, et ce, de façon très ponctuelle. Au cours de la régression linéaire ascendante pas à pas, c'est la variable 24h qui a été sélectionné par le modèle pour ces deux éléments ($F_{1,87} = 5.004$, $p < 0.05$, $R^2_{aj} = 0.044$ pour le cadmium et $F_{1,87} = 10.636$, $p < 0.01$, $R^2_{aj} = 0.099$ pour le plomb). Autrement dit, si un événement pluvieux se produit quelques heures avant un prélèvement, ces métaux seront probablement détectés sous forme dissoute dans les échantillons.

Pour ce qui est de l'AMPA, ce sont les variables JSP + PLUIE qui ont été sélectionnées par le modèle ($F_{2,86} = 5.731$, $p < 0.01$, $R^2_{aj} = 0.097$). Autrement dit, la présence d'AMPA dans l'eau semble à la fois dépendante de l'importance de la pluviosité enregistrée pendant les semaines précédant le prélèvement ainsi que du nombre de jours sans pluie, permettant une accumulation de cet élément le long des chaussées.

Cependant, il ne faut pas interpréter ces résultats comme des faits avérés mais plutôt comme des tendances au vu de la qualité des régressions (coefficients de détermination ajustés très faibles).

5-2-2. Dans les sédiments

Les résultats des corrélations de PEARSON sont présentés dans le tableau II-12. les deux corrélations significatives observées sont un peu plus fortes que ce qui a été constaté dans la colonne d'eau. Il est également intéressant de noter que seuls les concentrations de cadmium et de plomb dans le sédiment semblent être liées à une activité climatique. Il s'agit d'un effet du vent dans les deux cas.

Tab. II-13. Matrice de corrélation entre les paramètres chimiques (sédiments) et les variables climatiques choisies. En gras, les corrélations significatives (au seuil de 5 %).

Paramètre	PLUIE	24h	JSP	V4S	V1S	V3J
Hydrocarbures totaux	-0.035	0.051	0.116	-0.144	-0.221	-0.298
Zinc	-0.174	-0.191	0.046	-0.081	-0.111	-0.215
Plomb	0.081	0.060	-0.344	0.440	-0.166	-0.356
Cadmium	0.336	0.060	-0.303	0.284	-0.331	-0.480
Cuivre	-0.075	-0.371	-0.034	-0.091	-0.016	-0.019

La relation entre contamination du sédiment et action du vent a été précisée par le modèle de régression linéaire ascendante pas à pas. Dans le cas du plomb, les variables JSP et V4S ont été sélectionnées ($F_{2,27} = 14.629$, $p < 0.0001$, $R^2 \text{ aj} = 0.49$). En ce qui concerne le cadmium, ce sont les variables JSP et V3J ($F_{2,27} = 10.124$, $p < 0.001$, $R^2 \text{ aj} = 0.39$). La force du vent (sur la durée du mois ou au cours des trois derniers jours) semble donc jouer un rôle important dans le transport de ces métaux vers les bassins. Cet effet est d'ailleurs renforcé par la sélection de la variable JSP qui correspond à la durée de la période sans pluie précédant le prélèvement. Or, nous avons vu au paragraphe précédent que la présence de ces deux métaux trace sous forme dissoute dans la colonne d'eau était liée à la présence de pluie au cours des quelques heures précédant le prélèvement. Ces observations suggèrent donc l'existence d'un transport des contaminants métalliques vers les bassins autoroutiers suivant deux voies :

- ruissellement de chaussée
- action du vent (retombées sèches sous forme particulaire)

Cependant la qualité de ces régressions, bien que significatives au seuil de 5 %, reste faible. Ce sont donc des tendances que nous observons, ces résultats nécessitant d'être confirmés par des protocoles analytiques plus adaptés.

En résumé, il semble que les variables climatiques choisies n'expliquent qu'en partie les quantités de polluants détectées dans les bassins (eau et sédiment). Mais plusieurs points, liés à la particularité du climat méditerranéen sont à discuter. Comme précédemment indiqué, ce climat est principalement marqué par un régime de précipitations assez irrégulières dans le temps et souvent violentes. Ceci implique que le lessivage des sols ne peut se faire que de manière discontinue contrairement à ce qui va se passer sous climat océanique ou continental. Cependant, la modélisation des paramètres intervenant dans la formation du ruissellement ainsi que l'évaluation des charges polluantes alors entraînées fait intervenir des phénomènes très complexes. Même si des résultats intéressants semblent montrer que (1) les polluants s'accumulent rapidement sur la chaussée (en quelques jours) jusqu'à une valeur maximale et que (2) les charges polluantes formées dépendent alors uniquement des caractéristiques de l'événement pluvieux, seule une faible part de la variabilité peut être expliquée par la modélisation (PAGOTTO 1999). De

plus, le vent peut déplacer une partie des polluants qui se sont accumulés sur la chaussée, d'autant plus que dans la zone d'étude, le vent souffle dans l'axe de l'autoroute (du moins pour l'A7, cf. Fig. II-14). D'ailleurs, les données météorologique fournies par le CIRAME nous indiquent que le vent souffle presque tous les jours avec près de 50% des événements venteux dont la force paraît suffisante pour déplacer des particules (cf. § 4-1). Les rôles du vent et des courants d'air générés par le trafic (Fig. II-18) sont soulignés par FORMAN *et al.* (2003) et il avance d'ailleurs que c'est par ce moyen que la majorité des substances sont déposées juste en bordure de chaussée. Dans ce sens, le SETRA (2004) présente le vent comme le principal facteur de transport des ETM, soulignant que la direction de ce dernier détermine l'axe de transport maximum alors que la pluie favorise la déposition sur la route ou à proximité. Ainsi, les quantités de polluants accumulés présentent une rapide décroissance en s'éloignant de la route (LEE *et al.* 1997, KOELEMEN *et al.* 1999, PAGOTTO 1999, FORMAN *et al.* 2003).

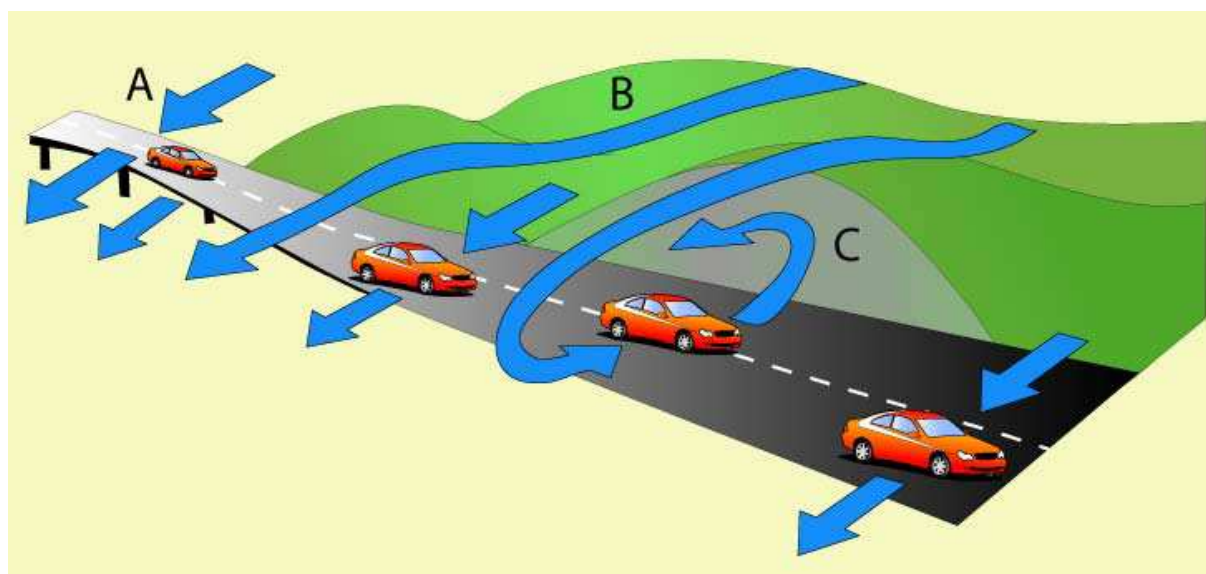


Fig. II-16. Illustration des turbulences atmosphériques auxquels peuvent être soumis des véhicules circulant sur une structure routière. (A) Accélération du vent dans les vallées ou au contact d'un pont ; (B) circulation du vent le long d'un paysage de collines ; (C) turbulences générées par la présence d'une paroi abrupte (adapté de FORMAN *et al.* 2003).

En conclusion, le vent semble être le facteur climatique dominant dans la zone d'étude puisque, contrairement à la pluie, ce dernier souffle presque tous les jours. Cependant, son action, couplée à celle des turbulences provoquées par le trafic, pourrait être à l'origine d'une grande dispersion de la pollution routière. Le manque de précipitation entraîne un faible lessivage de la chaussée, conduisant à des apports réduits de substances vers les bassins de protection des eaux autoroutiers. La majeure partie de la pollution liée aux usages de la route se retrouverait alors préférentiellement dans les accotements et talus.

6. Impact du trafic

6-1. Caractéristiques du trafic au cours de la période d'étude

Les données de trafic (moyenne mensuelle du nombre de véhicules/jour) enregistrées au cours de la période d'étude sur l'autoroute A7 et l'A54 sont présentées dans la figure II-19.

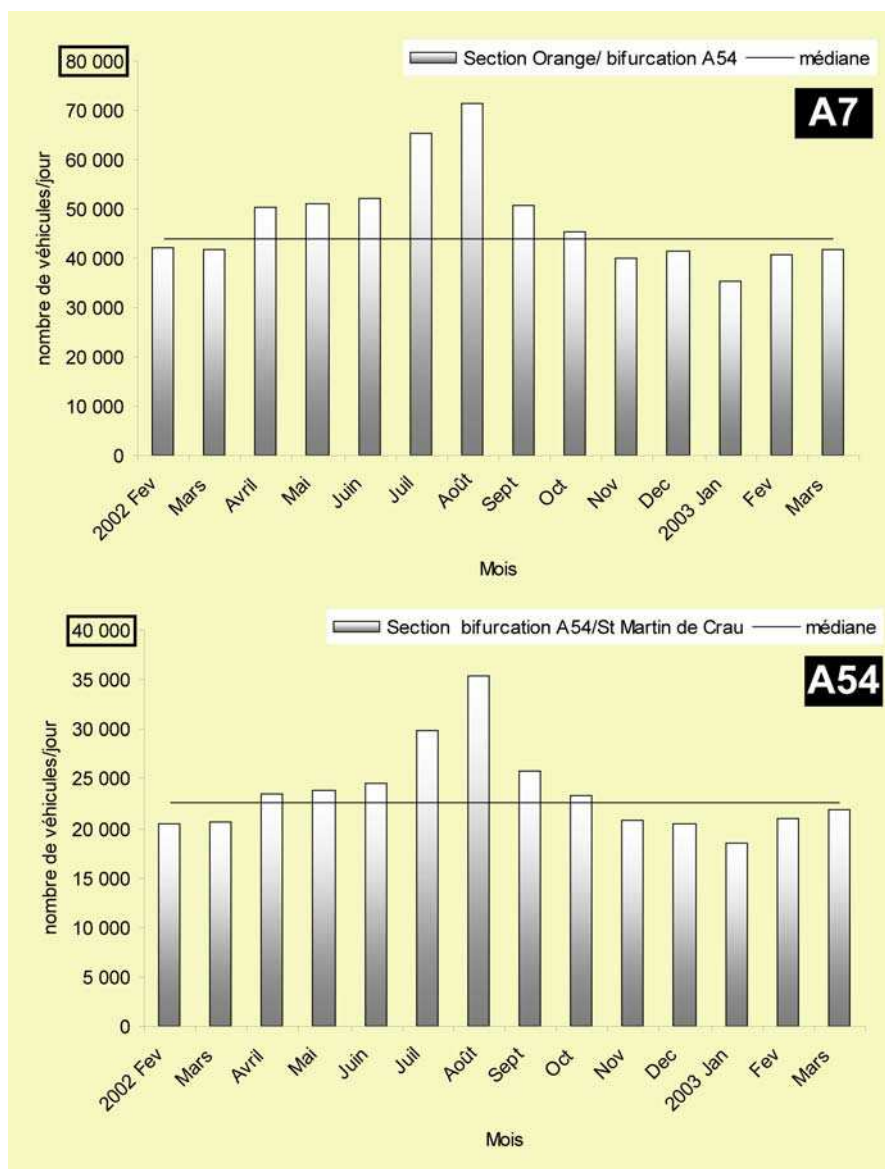


Fig. II-17. Intensité moyenne mensuelle du trafic sur les autoroutes A7 et A54 au cours de la période d'étude. Les deux sens de circulation sont cumulés. Le trait horizontal représente la médiane du trafic moyen annuel.

Le trafic commence à augmenter sensiblement dès le printemps (mois d'avril) avec des maxima enregistrés au cours de l'été (juillet et août) suivi d'une décroissance à l'automne. Le pic estival est principalement lié aux importantes migrations touristiques entre le nord et le sud de la France au cours de cette période.

Le trafic enregistré sur l'autoroute A7, entre Orange et la bifurcation avec l'A54 est environ le double de celui qui est noté sur l'A54 (médiane du trafic moyen annuel : 43 789 véhicules.j⁻¹ vs. 22 584 véhicules.j⁻¹). En effet, la portion étudiée sur l'A7 est une 2 x 3 voies alors que ce n'est qu'une 2 x 2 voies sur l'A54. De plus l'A7 correspond à l'axe principal de circulation entre Paris et le sud de la France.

6-2. Impact du trafic sur la contamination des bassins

Dans un premier temps, des corrélations de PEARSON ont été calculées entre les paramètres chimiques et la variable TRAFIC. Au niveau de la colonne d'eau, seul l'AMPA semble influencé par les variations du trafic ($r_p = 0.215$, $p < 0.05$). En ce qui concerne les sédiments, le trafic semble avoir un impact sur les concentrations d'hydrocarbures ($r_p = -0.641$, $p < 0.05$) et de zinc ($r_p = -0.648$, $p < 0.05$).

Des régressions linéaires simples ont ensuite été calculées entre chacun de ces paramètres et la variable TRAFIC (Tab. II-13).

Tab. II-14. Résultat des régressions linéaires simples et multiples pas à pas pour les trois paramètres chimiques sélectionnés.

Paramètre	ddl ¹	F de Fisher	p	Variable(s) du modèle	R ² ajusté
AMPA	1, 87	4.204	*	TRAFIC	0.035
AMPA	3,85	5.681	*	TRAFIC + PLUIE + JSP	0.138
Hydrocarbures totaux	1,27	18.81	***	TRAFIC	0.389
Hydrocarbures totaux	2,26	15.909	***	TRAFIC + 24h	0.516
Zinc	1,28	20.307	***	TRAFIC	0.4
Zinc	2,27	13.869	***	TRAFIC + PLUIE	0.47

¹ degrés de liberté, * = $p < 0.05$, *** = $p < 0.001$

Les régressions linéaires simples donnent des valeurs de coefficient de détermination relativement faibles indiquant une nouvelle fois des relations significatives mais peu marquées. Néanmoins la contribution du trafic à la contamination des bassins par les hydrocarbures et le zinc est à souligner. Ce dernier, associé aux phénomènes d'oxydation des glissières de sécurité, est en effet très largement lié à l'usure des pneus et des plaquettes de frein. Il n'est donc pas étonnant que l'intensité du trafic joue un rôle sur les variations de sa concentration.

Nous avons ensuite vérifié si la qualité des régressions pouvait être améliorée en y intégrant les variables climatiques (Tab. II-13). L'association du trafic et de la pluie semble être la plus pertinente pour expliquer les concentrations de l'AMPA, des hydrocarbures et du zinc dans les bassins au cours du temps. Cependant, ces résultats restent indicatifs puisque de nombreux autres facteurs pouvant influencer la présence et la mobilité des polluants sélectionnés n'ont pas été testés (durée des cycles pluie/assèchement, intensité des événements...).

7. Conclusions

Le suivi mensuel de différents paramètres chimiques (ions, hydrocarbures totaux, métaux traces et herbicides) pendant une année a permis de définir les caractéristiques chimiques des six bassins étudiés.

La principale information est que, globalement, ces bassins apparaissent comme étant peu contaminés par l'activité routière, et tout particulièrement la colonne d'eau. Ceci semble être directement lié au climat méditerranéen qui se caractérise par une grande majorité de jours sans précipitations et un vent soufflant, même légèrement, tout au long de l'année. Néanmoins, les produits phytosanitaires d'entretien des dépendances vertes tels que le glyphosate (et particulièrement son produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique ou AMPA) sont détectés une grande partie de l'année dans l'eau et ce, dans l'ensemble des bassins. Cependant, le glyphosate (vendu majoritairement sous la forme Roundup ®) est utilisé par de très nombreux acteurs (DDE, agriculteurs, etc.) et les bassins rendent également compte de cette activité annexe à l'entretien strict des autoroutes. Il est d'ailleurs intéressant de noter que huit produits phytosanitaires différents, utilisés dans les vignobles et les vergers, ont aussi été détectés dans les bassins au cours des différentes périodes d'épandage.

Les bassins semblent se comporter un peu différemment en fonction de leur type de substrat (exception faite du bassin SAL qui subit une perturbation continue par le sel et dont la source n'a pas été identifiée). En effet, les bassins dont le fond est recouvert par une membrane en matière plastique (PEHD) présentent des épaisseurs de sédiments très faibles ce qui semble induire des concentrations ioniques beaucoup plus faibles que dans les bassins présentant un substrat naturel. De plus, des concentrations en zinc et hydrocarbures totaux y sont également significativement plus importantes. Mais ces concentrations de zinc semblent particulièrement liées au fait que la construction de ces bassins soit très récente.

Par contre, la contamination du sédiment par les métaux traces est conforme à ce qui a été observé dans d'autres études, à savoir: $[Zn] > [Cu] > [Pb] > [Cd]$. Un effet saisonnier significatif des teneurs en plomb et cadmium, à la fois dans la colonne d'eau et le sédiment, est observé. Cet effet n'a pu être mis en relation avec l'augmentation du trafic routier au cours de l'été. Cependant, l'intensité du trafic semble jouer un rôle important sur la distribution des hydrocarbures et du zinc dans les sédiments, d'autant plus si un événement pluvieux lui est associée.

Mais le vent, qui souffle majoritairement dans l'axe des routes, doit avoir un rôle essentiel dans la dispersion des polluants, beaucoup plus important que celui de la pluie (peu de périodes de lessivage possibles). Il semble donc, qu'en région méditerranéenne, une grande partie de la contamination de ces bassins pourrait avoir comme origine les retombées atmosphériques.

Les résultats obtenus au cours du suivi réalisé révèlent la forte inter-connection entre le bassin et son environnement terrestre. Les mares sont en effet un bon indicateur de l'activité humaine environnante au travers du piégeage des différents contaminants émis dans la nature. Un schéma récapitulatif présente la circulation et le devenir des substances polluantes (Fig. II-20) dans un bassin d'eau pluviale autoroutier.

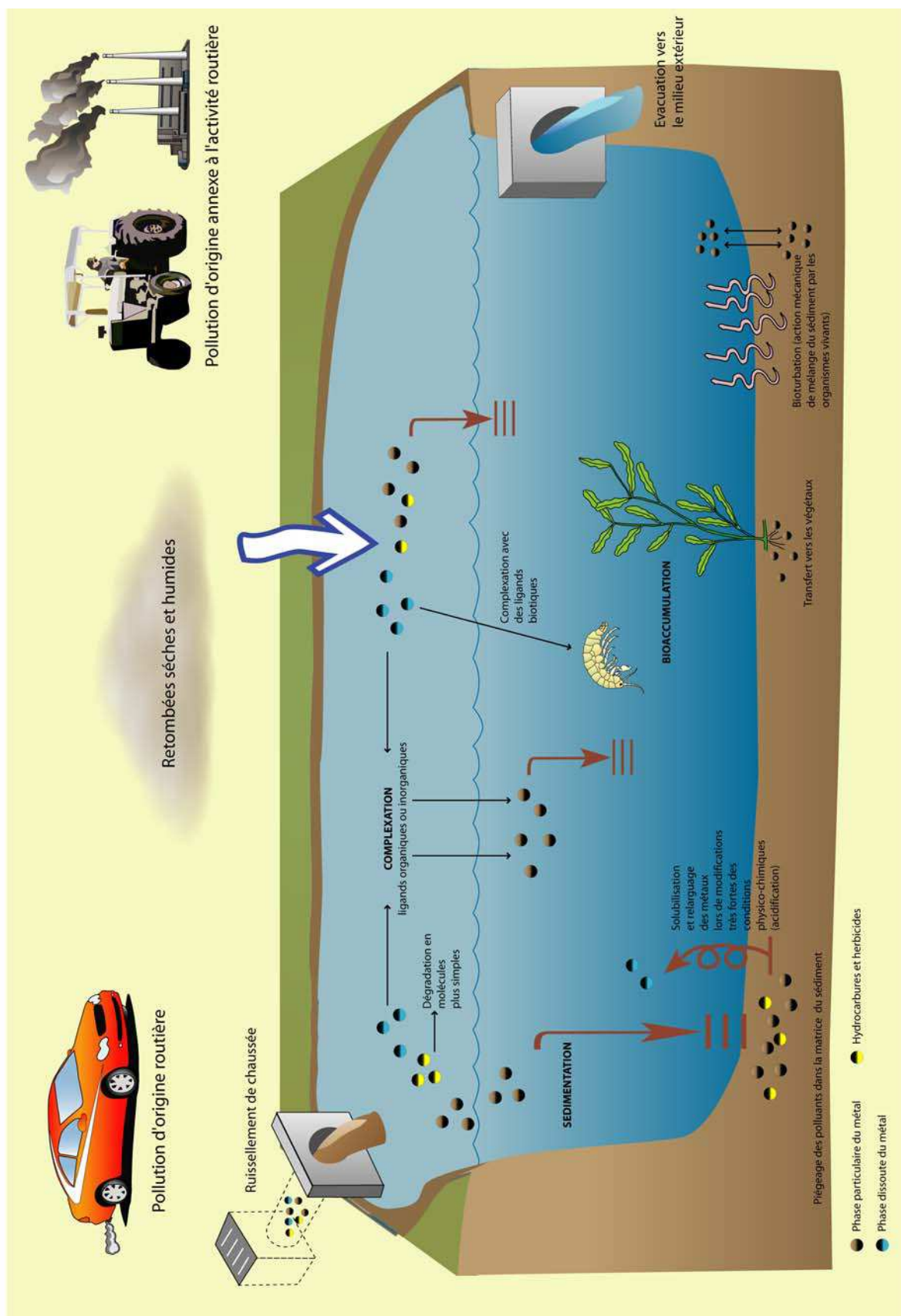


Fig. II-18. Origine et devenir en milieu aqueux des substances polluantes émises en milieu autoroutier.

Biodiversité et Structure des communautés

« Ecologists who conduct field surveys of species richness have long recognized that it is virtually impossible to detect all species and their relative abundances with a limited number or intensity of samples. »

**ANNE CHAO, ROBIN L. CHAZDON, ROBERT K. COLWELL &
TSUNG-JEN SHEN**

Ecology Letters (2005) 8: 148 – 159

1. Introduction

Le terme « biodiversité », introduit par WILSON & PETER (1988), fait référence à la fois à la notion de diversité du vivant (comprenant la variabilité génétique, la richesse spécifique et la diversité fonctionnelle ou écologique) mais également aux enjeux qu'elle représente pour l'avenir de l'humanité (relation homme - nature). Ce terme a été popularisé lors du sommet de la Terre (Rio de Janeiro, Juin 1992) qui est à l'origine de la convention sur la diversité biologique (BARBAULT 2004). Cependant, cette définition englobant un certain nombre de concepts et d'approches, il est impératif de préciser à quel compartiment de la biodiversité son étude fait référence (SAVARD et al. 2000).

L'étude de la biodiversité (principalement richesse spécifique) des milieux aquatiques continentaux concerne, pour la très grande majorité des travaux, les milieux lotiques (*i.e.* courants). Certains auteurs ont pourtant révélé que malgré leur taille réduite, les milieux aquatiques lenticques (*i.e.* stagnants) tels que les mares étaient d'un grand intérêt vis à vis de la biodiversité qu'ils hébergeaient ((BIGGS *et al.* 1994, OERTLI *et al.* 2002), particulièrement dans les milieux temporaires (TERZIAN 1979, THIERY 1982, METGE 1986, GIUDICELLI & THIERY 1998). L'étude de WILLIAMS *et al.* (2004) a même confirmée qu'au niveau régional, du moins, ces biotopes étaient ceux qui contribuaient le plus à la biodiversité des zones humides (plus grand nombre d'espèces et d'espèces rares).

Si les modifications de certaines pratiques agricoles et l'urbanisation ont conduit à la disparition d'un grand nombre de mares (SAJALOLI & LIMOGES 2004), le développement des terrains de golf et le vote de la loi sur l'eau (3 janvier 1992) ont quant à eux suscité la création de nombreux bassins. Cependant, malgré leur présence importante dans les paysages urbains et périurbains, les bassins techniques routiers ont très peu été étudiés du point de vue de la biodiversité qu'ils supportent (WREN *et al.* 1997, BISHOP *et al.* 2000a, b). En France, par exemple, seules deux études y font référence (QUILLET 1998 et SAJALOLI 2004).

2. Objectifs du suivi

Notre premier objectif est de caractériser les communautés animales des bassins autoroutiers afin de déterminer quelle est leur richesse puis leur contribution à la biodiversité régionale. En région méditerranéenne, les mares sont en effet très majoritairement temporaires et présentent une forte valeur patrimoniale (habitat prioritaire au niveau Européen). Au total, ce sont trois groupes faunistiques (de valeur taxonomique et de valeur numérique inégales) qui ont été étudiés en raison de la place qu'ils occupent au sein des zones humides. Il s'agit d'une part de l'ensemble des invertébrés aquatiques (présents dans tous les milieux aquatiques, à la base de l'alimentation de nombreuses espèces, souvent utilisés comme indicateurs de l'état biologique des cours d'eau) et d'autre part de l'ordre des odonates (adultes) (cycle amphibiotique, larves et adultes prédateurs, forte capacité de dispersion, sensibles à la qualité d'un site) et de la classe des amphibiens (cycle amphibiotique, vertébrés prédateurs, considérés comme très sensibles aux perturbations anthropiques). Pour ce qui concerne les végétaux, un simple inventaire qualitatif a été effectué tout au long de l'étude.

La structure spatiale et temporelle des communautés d'invertébrés est plus particulièrement explorée de manière à comprendre si les communautés des différents bassins hébergent les mêmes cortèges d'espèces et si ces derniers présentent des variations phénologiques similaires. Caractériser ces patterns de variations permettra d'établir ultérieurement l'existence ou non d'un impact des pollutions précédemment identifiées.

Les prospections d'amphibiens ont conduit à la découverte d'une population de tritons paedomorphes dans la bassin GRA. Des hypothèses permettant d'expliquer la présence de cette population particulière sont présentées et discutées en fonction du caractère particulier du bassin autoroutier.

3. Invertébrés aquatiques

3-1. Evaluation de la richesse spécifique : approches statistiques

La manière la plus simple et la plus intuitive de mesurer la diversité biologique consiste à dénombrer l'ensemble des espèces (ce qui représente la diversité α) dans une station donnée (MAGURRAN 2004). Si cette idée paraît extrêmement simple, compter de façon exhaustive le nombre total d'espèces dans une communauté donnée est quasiment irréalisable (MAY 1998). En effet, cette mesure est dépendante de l'effort de capture, c'est à dire que plus le nombre d'échantillons est important, plus la richesse observée augmente (GOTELLI & COLWELL 2001, COLWELL *et al.* 2004). Cependant, dans le cas d'une étude conduite dans un espace bien défini, une asymptote sera finalement atteinte et plus aucun nouveau taxa ne viendra s'ajouter à l'inventaire (GOTELLI & COLWELL 2001).

De nombreux outils statistiques ont donc été développés afin d'estimer cette grandeur (COLWELL & CODDINGTON 1994). Deux catégories de méthodes peuvent être distinguées :

- Les courbes d'accumulation d'espèces (ajout de nouvelles espèces au fur et à mesure du processus d'échantillonnage, elles sont basées soit sur le nombre cumulé d'individus, soit sur celui des occasions de prélèvement) et les courbes de raréfaction (ré-échantillonnage aléatoire et répété du pool d'individus ou d'occasions de prélèvement ; MAGURRAN 2004).
- Les estimateurs non paramétriques tels que l'indice de CHAO (CHAO 1984, CHAO *et al.* 2005) et l'indice de JACKKNIFE (BURNHAM & OVERTON 1978, 1979). Ces deux indices assument que le maximum de l'information nécessaire pour l'estimation de la richesse totale est contenue dans l'abondance des espèces rares (nombre de singletons, *i.e.* espèces représentées par un seul individu, de doublons et autres ordres dans le cas du JACKKNIFE). Dans le cas présent l'estimation est réalisée à partir d'une matrice d'occurrence (présence/absence). Les estimateurs CHAO2 et JACKKNIFE2 vont donc être utilisés. Pour la description mathématique de ces indices, on consultera CHAO (2004).

Des logiciels, disponibles gratuitement, existent pour calculer ces différents indices et modéliser les courbes de raréfaction. Les courbes de raréfaction et les estimations des richesses ont été calculées à l'aide des logiciels EstimateS version 7.5 (COLWELL 2005) et PAST version 1.33b (HAMMER & HARPER 2005). L'estimation de la richesse a également été calculée à partir du programme SPECRICH2 issu du logiciel CAPTURE (REXSTAD & BURNHAM 1991). Ce logiciel, développé pour l'analyse des données de capture-recapture peut être utilisé pour faire des estimations de la richesse spécifique à partir de données de présence/absence collectées lors de différentes occasions de prélèvement (CHAO 2004). De plus, les calculs peuvent être réalisés en ligne, sur internet, à l'adresse <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/specrich2.html>. Il est important de souligner que les indices de CHAO et JACKKNIFE sont très sensibles à la distribution des singletons et doublons (MAUFFREY 2002). Le tout est donc de déterminer si l'information contenue dans la queue de distribution des diagrammes de fréquence des espèces est imputable ou non à une réelle rareté (MAGURRAN 2004).

Les courbes d'accumulation et de raréfaction ont été calculées à partir des données brutes présentées dans le tableau III-2. Elles sont issues de l'inventaire décrit dans le chapitre I. Comme il l'a été précisé précédemment, seuls les prélèvements faunistiques des bassins ORA, MRA, MRC, SAL et GRA ont été triés. Les copépodes ont été identifiés au niveau spécifique par D. DEFAYE (Muséum National d'Histoire Naturelle) mais après les analyses (Tab. III-1). Ces données ne sont donc pas prises en compte dans les calculs d'estimation de la richesse totale.

Tab. III-1. Liste des espèces de copépodes observées dans les bassins de pluie autoroutier. A noter, l'absence de calanoïdes. *Identification* : D. DEFAYE (MNHN).

	<i>Espèce</i>	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA
Cyclopoidae	<i>Acanthocyclops gr. robustus</i> (SARS 1863)	1	1	1	1	1
	<i>Acanthocyclops trajani</i> (MIRABDULLAYEV & DEFAYE 2002)	1				1
	<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISHER 1860)	1				
	<i>Diacyclops bicuspidatus odessanus</i> (SCHMANKEVITCH 1875)			1		
	<i>Macrocyclus albidus</i> (JURINE 1820)			1	1	1
	<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)			1	1	
	<i>Megacyclops viridis</i> (JURINE 1820)					1
	<i>Thermocyclops dybowskii</i> (LANDÉ 1890)					1
Harpacticoidae	<i>Canthocamptus staphylinus</i> (JURINE 1820)	1		1	1	

Tab. III-2. Liste des taxa échantillonnés dans les cinq bassins autoroutiers au cours de l'étude (mars 2002 – mars 2003). Le chiffre 1 indique la présence d'un taxa dans le bassin correspondant.

Groupe taxonomique		Taxon	Bassin				
			ORA	MRA	MRC	SAL	GRA
CNIDAIRES		<i>Hydra sp.</i>	1	1	1	1	1
PLATHELMINTHES	Turbellariés						
	Dugesiiidae	<i>Dugesia sp.</i>				1	
ANNELIDES	Oligochètes						
	Naididae	<i>Chaetogaster sp.</i>	1		1	1	1
		<i>Nais sp.</i>	1	1	1	1	
		<i>Stylaria lacustris</i> (LINNAEUS 1767)	1		1	1	
	Tubificidae		1	1	1	1	1
	Lumbriculidae						1
	Hirudinées						
	Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia sp.</i>					1
MOLLUSQUES	Gastéropodes						
	Viviparidae	<i>Viviparus sp.</i>	1			1	
	Bithyniidae	<i>Bithynia sp.</i>	1			1	
	Hydrobiidae	<i>Bythinella sp.</i>				1	
	Ferrissidae	<i>Ferrissia sp.</i>		1	1		1
	Planorbidae	<i>Planorbis sp.</i>	1	1			
		<i>Gyraulus sp.</i>	1				
	Lymnaeidae	<i>Lymnaea sp.</i>	1			1	1
		<i>Radix sp.</i>	1				
	Physidae	<i>Physa acuta</i> (DRAPARNAUD 1805)	1	1	1	1	1
	Bivalves						
	Sphaeriidae	<i>Sphaerium sp.</i>	1		1	1	1
CRUSTACES	Cladocères						
	Chydoridae	<i>Chydorus sphaericus</i> (MÜLLER 1776)	1	1	1	1	1
		<i>Tretocephala ambigua</i> (LILLJEBORG 1900)			1		
		<i>Pleuroxus laevis</i> (SARS 1862)		1			
		<i>Pleuroxus aduncus</i> (JURINE 1820)	1	1	1	1	1
		<i>Leydigia quadrangularis</i> (LEYDIG 1860)			1		
		<i>Biapertura affinis</i> (LEYDIG 1860)	1				
		<i>Alona rectangula</i> (SARS 1862)	1	1	1	1	1
		<i>Alona guttata</i> (SARS 1862)			1		
	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (JURINE 1820)		1	1		
		<i>Simocephalus vetulus</i> (MÜLLER 1776)		1	1	1	1
		<i>Simocephalus exspinosus</i> (DE GEER 1778)		1	1	1	
		<i>Scapholeberis kingi</i> (SARS 1903)			1	1	
		<i>Daphnia pulex</i> (LEYDIG 1860)	1	1	1	1	1
	Moinidae	<i>Moina brachiata</i> (JURINE 1820)		1			
	Ostracodes	<i>Sp. 1</i>	1	1	1	1	1
		<i>Sp. 2</i>	1	1	1	1	1
		Autres	1	1	1	1	1
	Copépodes Cyclopoidae		1	1	1	1	1
	Harpacticoidae		1		1	1	
	Amphipodes						
	Gammaridae	<i>Gammarus sp.</i>	1			1	
	Isopodes						
	Asellidae	<i>Asellus aquaticus</i> (LINNAEUS 1758)	1				

Groupe taxonomique		Taxon	Bassin				
			ORA	MRA	MRC	SAL	GRA
EPHEMEROPTERES							
	Baetidae	<i>Cloeön dipterum</i> (LINNAEUS 1761)	1	1	1	1	1
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		1	1		1
ODONATES							
	Zygoptères		1	1	1	1	1
	Anisoptères		1	1	1	1	1
HETEROPTERES							
	Pleidae	<i>Plea leachi</i> (KIRKALDY 1899)	1	1	1	1	1
	Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	1	1	1		1
	Naucoridae	<i>Naucoris maculatus</i> (FABRICIUS 1798)	1	1	1		1
	Corixidae	<i>Corixa</i> sp.		1	1		1
		<i>Sigara</i> sp.	1	1	1	1	1
	Veliidae	<i>Velia</i> sp.			1		
	Gerridae	<i>Gerris</i> sp.		1		1	
COLEOPTERES							
	Haliplidae	<i>Halipus</i> sp.	1		1		
		<i>Peltodytes</i> sp.	1	1	1		
	Dytiscidae	<i>Hyphydrus</i> sp.			1		
		<i>Hydrovatus</i> sp.		1	1		
		<i>Laccophilus</i> sp.	1	1	1		
		<i>Agabus</i> sp.	1	1			
		<i>Colymbetes</i> sp.	1	1	1		
		<i>Ilybius</i> sp.	1	1			
		<i>Hydaticus</i> sp.		1			
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> sp.		1			1
		<i>Berosus</i> sp.	1	1	1		
		Hydrophilidae sp.	1	1	1		
TRICHOPTERES							
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.			1		1
	Limnephilidae		1	1			
DIPTERES							
	Psychodidae					1	
	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.	1	1	1		1
	Culicidae	<i>Culex</i> sp.	1	1	1	1	
	Ceratopogonidae		1	1	1	1	1
	Limoniidae						
	Tr. Limoniini					1	1
	Tr. Eriopterini				1	1	
	Stratiomyidae		1	1	1		
	Anthomyidae		1				
	Rhagionidae			1	1	1	
	Chironomidae						
	Tanypodinae type 1		1	1	1	1	1
	Tanypodinae type 2		1	1	1	1	1
	Tr. Chironomini	<i>Polypedilum</i> sp.	1	1	1	1	1
		<i>Chironomus</i> sp.	1	1	1	1	1
	Tr. Tanytarsini		1	1	1	1	1
	Orthocladiinae		1	1	1	1	1
		<i>Corynoneura</i> sp.	1	1	1	1	1
HYDRACARIENS			1	1	1	1	1
Richesse taxonomique			54	53	57	46	39

Une courbe d'accumulation d'espèces se présente sous la forme d'un graphique avec le nombre d'espèces observées fonction de l'effort d'échantillonnage (Figure III-1). Dans le cas présent cet effort est temporel (chaque date de prélèvement représentant une occasion d'échantillonnage). La courbe de raréfaction basée sur ces occasions (*sample-based rarefaction curve*) est calculée à partir de la matrice d'occurrence des taxa. Concrètement, les courbes d'accumulation se lisent de la gauche vers la droite suivant l'effort d'échantillonnage tandis que les courbes de raréfactions se lisent de la droite vers la gauche au fur et à mesure que le jeu de données se « raréfie » (GOTELLI & COLWELL 2001).

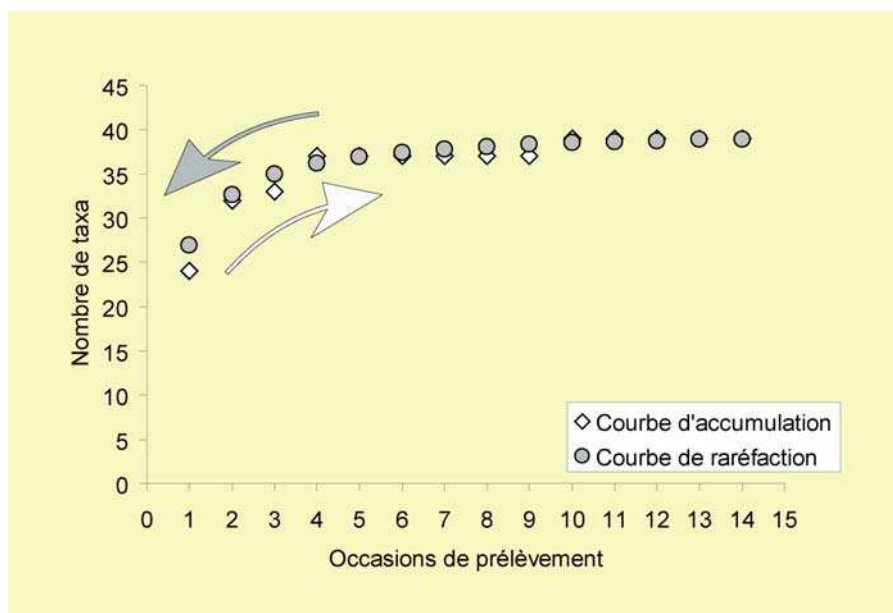


Fig. III-1. Exemple de courbes d'accumulation et de raréfaction des taxa (bassin GRA). Les flèches indiquent le sens de lecture de chacune des courbes.

L'ordre dans lequel les échantillons ou les individus sont ajoutés à la courbe d'accumulation d'espèces a une incidence sur la forme de cette dernière. Un échantillon très riche en nouvelles espèces peut par exemple modifier totalement l'allure de la courbe en fonction du moment où il apparaît dans la séquence (MAGURRAN 2004). L'intérêt de ce type de courbe est donc de donner une représentation de l'historique d'accumulation des espèces sur un site donné. Toutefois, cette approche ne permet pas de révéler la richesse totale d'un site (ceci demande un effort de prospection très élevé). En revanche, l'extrapolation de ce type de courbe peut donner une estimation de la richesse totale (COLWELL & CODDINGTON 1994). Cet aspect ne sera pas développé dans notre étude.

La courbe de raréfaction, quant à elle, permet de visualiser le nombre d'espèces attendues dans un échantillon réduit de n individus (ou n occasions de prélèvement) à partir de la population totale de N individus (ou N occasions de prélèvement ; GOTELLI & COLWELL 2001). Cette courbe peut simplement être vue comme une représentation statistique de la courbe d'accumulation correspondante avec un réarrangement différent des individus ou des échantillons. Cette approche permet de produire des courbes lissées facilitant la comparaison entre différents sites ainsi qu'une standardisation de l'effort d'échantillonnage (GOTELLI & COLWELL 2001).

Cependant, GOTELLI & COLWELL (2001) recommandent de modifier l'axe des x de la courbe de raréfaction, à savoir de passer d'une échelle basée sur des occasions de prélèvement à une échelle basée sur des individus. Le nombre moyen d'individus peut en effet fortement varier d'un échantillon à l'autre, conduisant à une mauvaise interprétation des différences de richesse entre plusieurs sites, même si l'échantillonnage est standardisé.

Dans ce but, Le logiciel EstimateS version 7.5 (COLWELL 2005) calcule le nombre d'individus pour chaque occasion de prélèvement.

3-2. Etude comparative de la richesse spécifique des différents bassins

3-2-1. Estimateurs de richesse et courbes de raréfaction

La richesse totale de chacun des bassins a été calculée à partir de trois estimateurs non paramétriques différents (CHAO2, JACKKNIFE2 et Modèle M(h)). Les résultats de ces estimations sont rassemblés dans le tableau III-3. De plus, outre l'estimation de la richesse totale de chacun des sites prospectés, ces techniques nous donnent également une idée de la qualité de l'échantillonnage réalisé.

L'estimation de la richesse est particulièrement bonne pour le bassin GRA puisque les différents estimateurs aboutissent à un résultat identique à ce que nous avons observé sur le terrain. Ceci s'explique certainement par le fait qu'aucune nouvelle espèce n'ait été collectée à partir de la onzième sortie (novembre).

Pour les autres bassins, les estimations sont supérieures de près de 20% avec ce qui a été observé sur le terrain mais avec des écart-types importants. Ce résultat peut s'expliquer par un effet de la colonisation saisonnière des bassins, ce qui est par exemple constaté pour les hétéroptères, les coléoptères ou les diptères (JEFFRIES 1994, BROOKS 2000) ainsi que par le turnover important de certaines populations comme celles appartenant au zooplancton (BRÖNMARK & HANSSON 1998). Dans ces bassins, de nouvelles espèces ont ainsi été détectées jusqu'à la fin de l'automne.

Cependant, les résultats obtenus nous permettent de penser que la très grande majorité des taxa présents dans les bassins de pluie autoroutiers ont été effectivement échantillonnés au cours de notre étude. De plus, ces estimations nous indiquent que le bassin MRC semble héberger la plus grande richesse, juste devant ORA, ces deux bassins étant les seuls avec un substrat naturel.

Tab. III-3. Valeurs estimées de la richesse taxonomique des bassins à partir de différents estimateurs (CHAO2, JACKKNIFE2 et Modèle M(h)).

	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA
Richesse taxonomique observée	54	53	57	46	39
Indice CHAO2	70.9	60.66	72.86	54.2	39.13
Ecart-type CHAO2	12.72	6.04	16.43	5.45	1.32
% de complétude par rapport à l'estimateur	76%	87%	78%	85%	100%
Indice JACKKNIFE2	70.9	68.26	74.69	60.92	39.63
Ecart-type JACKKNIFE2	3.34	3.98	3.25	3.75	1.44
% de complétude par rapport à l'estimateur	76%	78%	76%	75%	98%
Modèle M(h) du logiciel CAPTURE	67	62	75	55	40
% de complétude par rapport à l'estimateur	81%	85%	76%	84%	97%

Les courbes de raréfaction, basées à la fois sur les occasions de prélèvement ainsi que sur le nombre d'individus sont présentées dans la figure III-2.

La comparaison de ces courbes nous indique, qu'à l'exception de GRA, toutes présentent la même forme. De plus, la position des courbes les unes par rapport aux autres semble indiquer des différences de richesse entre les bassins, en particulier entre ORA, MRA, MRC et SAL/GRA.

Cependant, l'examen des courbes basées sur le nombre d'individus indique qu'il n'y a pas de différence significative entre les bassins ORA, MRA, MRC et SAL du point de vue de leur richesse totale. SAL reste cependant d'une richesse moins élevée que les trois précédents. Par contre, le bassin GRA est significativement différent des autres avec une richesse moindre.

Ces observations tendent à montrer que le type de substrat (bâché ou non) n'est pas forcément à l'origine de différences au niveau de la richesse totale entre les bassins. Cependant, le bassin MRA, dont la courbe de raréfaction est quasiment confondue avec celles de ORA et MRC présente un assèchement estival qui induit des conditions écologiques potentiellement favorables à des espèces absentes des autres bassins. Cette caractéristique pourrait être à l'origine d'une richesse élevée.

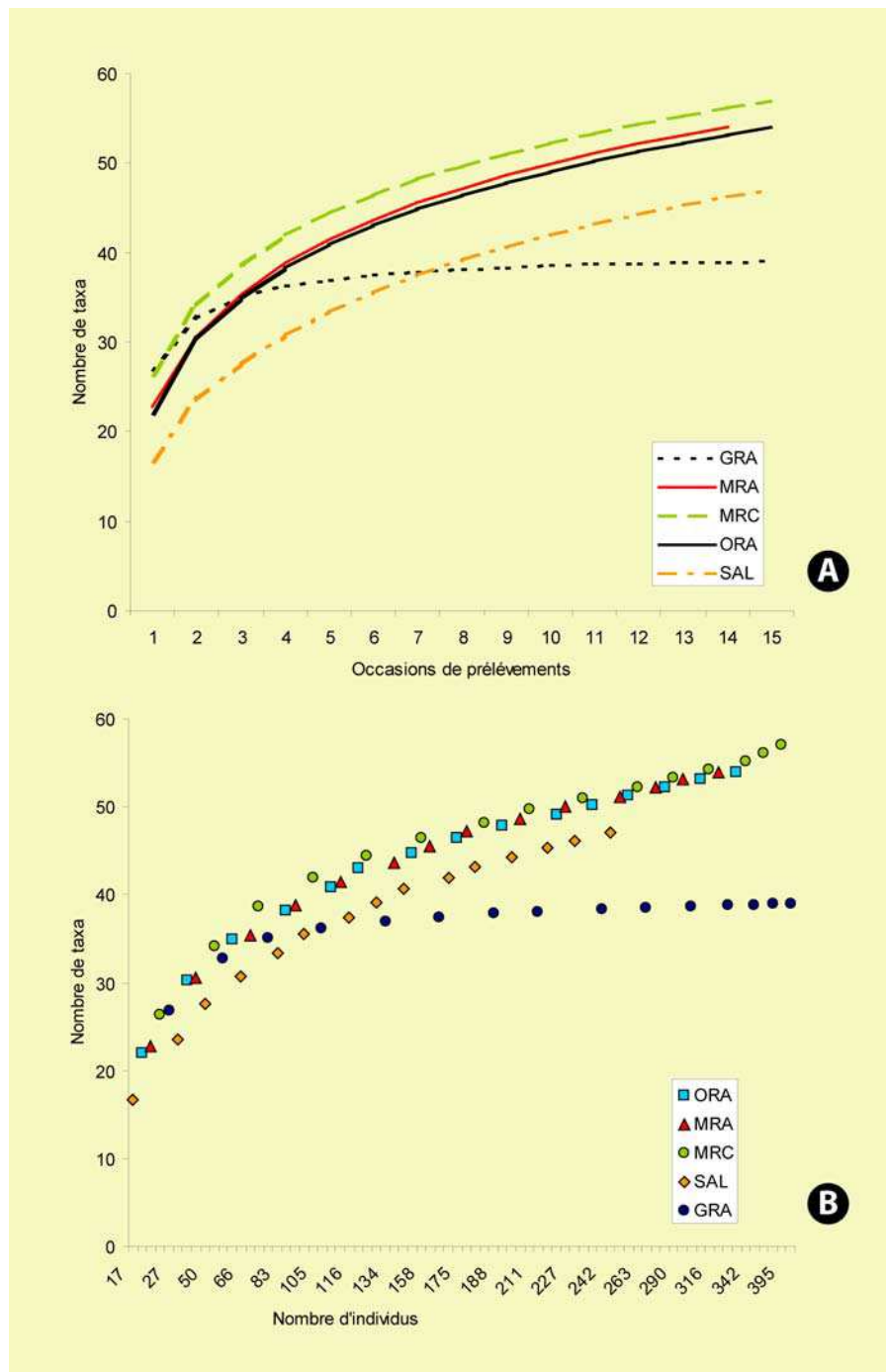


Fig. III-2. Courbes de raréfaction des taxa échantillonnés dans les 5 bassins de pluie autoroutiers calculées en fonction des occasions de prélèvement (A) et du nombre d'individu (B).

3-2-2. Composition taxonomique

La diversité alpha a été définie puis estimée à partir de différents estimateurs de richesse. Les bassins sont ensuite comparés entre eux sur la base de leur composition taxonomique. Cette mesure est définie sous le terme de diversité β , c'est à dire la diversité mesurée entre les habitats (WHITTAKER 1972, cité dans MAGURRAN 2004).

Une première représentation, basée sur le nombre de taxa partagés entre bassins (uniquement invertébrés aquatiques) est schématisée dans la figure III-3. Il apparaît que, sur un total de 82 taxa identifiés, seuls 25 sont communs à l'ensemble des cinq bassins étudiés.

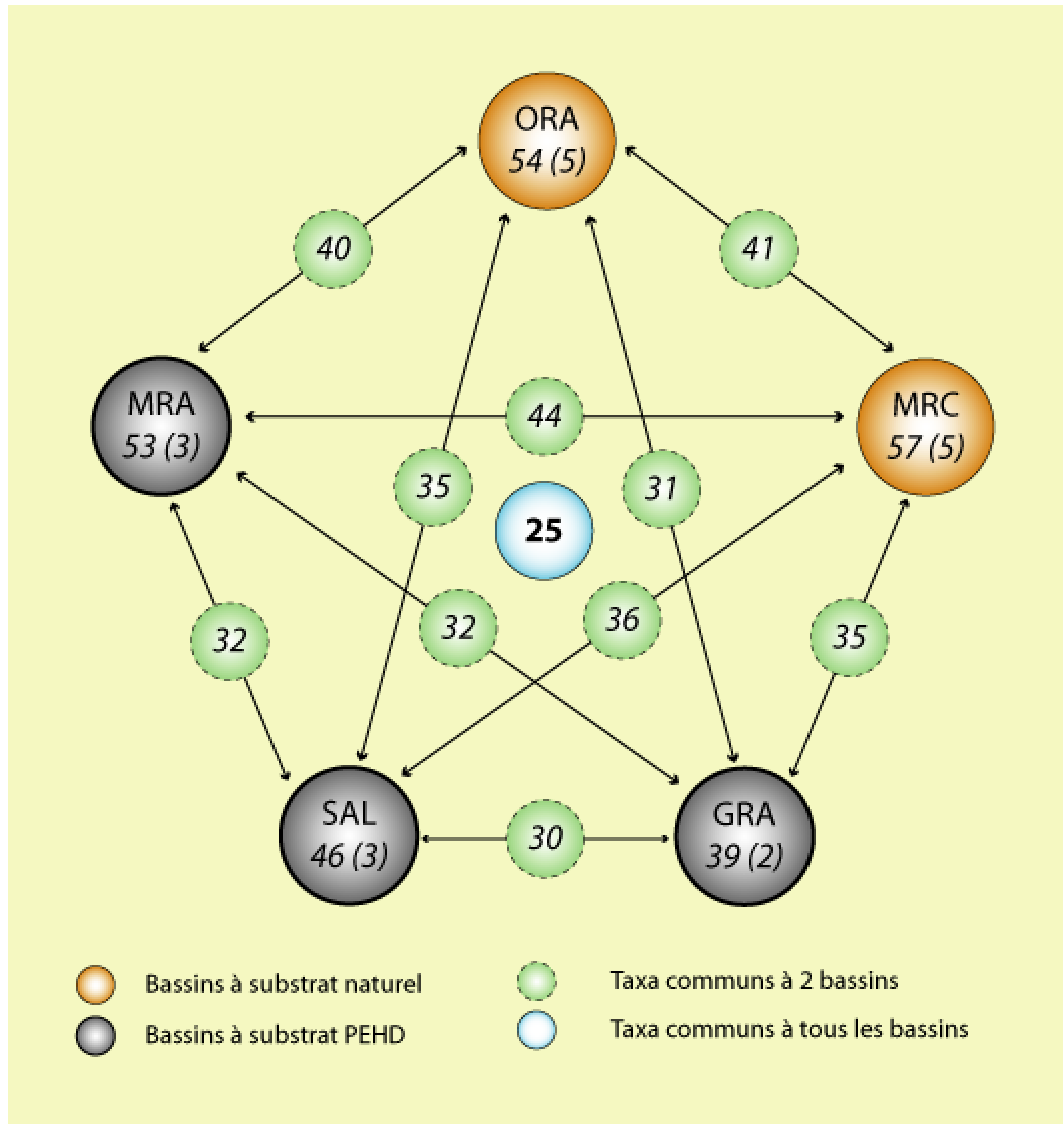


Fig. III-3. Représentation schématique du nombre de taxa partagés par l'ensemble des bassins de pluie autoroutier ainsi que par les bassins 2 à 2. Pour chaque bassin, sont signalés le nombre total de taxa échantillonnés et (entre parenthèses) le nombre de taxa spécifiques à ce même bassin.

Un indice de similarité a ensuite été calculé afin de regrouper les bassins suivant leur composition taxonomique. L'un des indices les plus fiables pour ce type de mesure est l'indice de SØRENSEN (1948). Cet indice combine trois variables : *a*, le nombre total d'espèces communes aux deux relevés ou quadrats ; *b*, le nombre d'espèces présentes uniquement dans le relevé 1 ; et *c*, le nombre d'espèces présentes uniquement dans le relevé 2. Il se présente sous la forme :

$$C_s = 2a / (2a + b + c)$$

Cet indice peut se représenter sous la forme d'un dendrogramme qui rend compte des distances entre les différents relevés (Figure III-5). Cette mesure semble montrer que les bassins les plus proches géographiquement semblent également être les plus semblables. Il est en effet particulièrement intéressant de noter que la première branche sépare les bassins situés dans le Vaucluse (ORA, MRA et MRC) des bassins situés dans les Bouches du Rhône (GRA et SAL), ces deux ensembles étant séparés d'environ 40 km (cf. Fig. I-2). Au niveau de l'ensemble « Vaucluse », le bassin le plus éloigné des deux autres (ORA, situé à environ 20 km des deux autres) sort également à part. Ceci laisse supposer l'existence de spécificités faunistiques locales, d'autant plus que l'indice de similarité entre les deux sites les plus semblables (MRA et MRC) n'est que de 0.8.

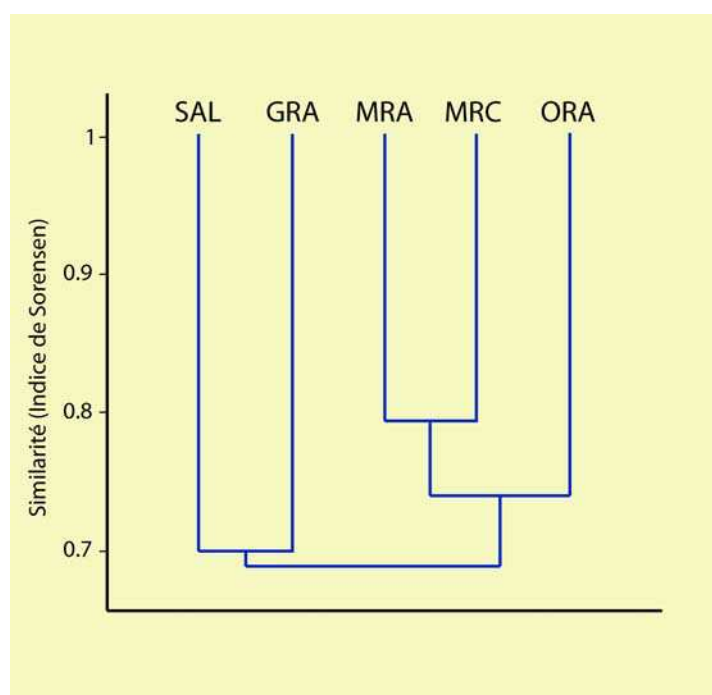


Fig. III-4. Dendrogramme des relations entre bassins d'après leur similarité taxonomique (indice de SØRENSEN).

Afin de tester la véracité cette relation, nous avons réalisé un test de MANTEL (1967) entre la matrice de similarité de SØRENSEN obtenue avec les données faunistiques et la matrice des distances kilométriques entre chaque bassin (Tab. III-4). Ce test permet en effet de mesurer et tester la corrélation linéaire entre deux matrices de proximité. La valeur de *p*, quant à elle, a été déterminée à partir de 120 permutations entre les lignes et les colonnes. La taille de ces matrices permet en effet le calcul de toutes les combinaisons possibles.

La relation obtenue est très significative ($r_{(A,B)} = -0.703$; $p = 0.008$). Ceci vient donc confirmer le fait qu'il existe bien un lien entre la composition taxonomique d'un bassin et sa distance avec un bassin géographiquement proche. Autrement dit, des bassins proches ont plus de chance de partager le même type d'espèces que des bassins plus éloignés. Ce résultat semble révéler l'existence du phénomène d'autocorrélation spatiale (LEGENRE

1993). Ceci peut être problématique pour les analyses puisque l'hypothèse d'indépendance des données, nécessaire au bon fonctionnement de la plupart des tests statistiques est violée. Cependant cette règle n'est pas systématique et des sites voisins ne vont pas forcément partager le même cortège d'espèces (JENKINS & BUIKEMA 1998, COTTONIE *et al.* 2001, JEFFRIES 2003).

Tab. III-4. Matrices de similarité taxonomique et de distance entre bassins utilisées pour le test de MANTEL.

Similarité (indice de SØRENSEN)						Distance (Km)					
	GRA	MRA	MRC	ORA	SAL		GRA	MRA	MRC	ORA	SAL
GRA	1	0.696	0.729	0.667	0.706	GRA	1	39.250	33.000	53.200	4.125
MRA	0.696	1	0.800	0.748	0.646	MRA	39.250	1	6.250	13.700	41.250
MRC	0.729	0.800	1	0.739	0.699	MRC	33.000	6.250	1	20.200	35.000
ORA	0.667	0.748	0.739	1	0.700	ORA	53.200	13.700	20.200	1	55.200
SAL	0.706	0.646	0.699	0.700	1	SAL	4.125	41.250	35.000	55.200	1

3-2-3. Analyse de la composition faunistique des bassins autoroutiers par une méthode d'intelligence artificielle

De la même façon que pour les données physico-chimiques (cf. chapitre II), une approche basée sur une méthode d'intelligence artificielle a été appliquée à la matrice d'occurrence « taxa - sites » afin de rechercher comment s'organisaient les communautés d'invertébrés dans l'espace (*i.e.*, en fonction des bassins) et dans le temps (*i.e.*, au cours de l'échantillonnage).

Une carte SOM résumant le jeu de données faunistiques a été générée. Dans cet espace, les échantillons se sont répartis en 5 ensembles, nommés A – E, suivant les patterns de distributions spatiaux et temporels des différents taxa (Fig. III-5).

Comme il l'a été vu précédemment, chaque bassin semble être défini par une composition faunistique qui lui est propre. Le sous-ensemble A correspond en effet très majoritairement au bassin ORA, B au bassin SAL, C à GRA, D à MRA et E à MRC.

La carte de KOHONEN permet également d'examiner la distribution des taxa dans ces différents sous-ensembles et permet en particulier la définition de taxa « marqueurs » des clusters précédemment définis (Fig. III-6). Il apparaît alors que le bassin ORA (cluster A) se différencie particulièrement par la présence de crustacés benthiques (*Gammarus* et *Asellus*) ainsi que par sa richesse en mollusques ; le bassin SAL (B) par *Dugesia* (turbellarié) et *Stylaria* (oligochète) ; le bassin GRA (C) par la présence de *Glossiphonia* (hirudinée) ; le bassin MRA (D) par *Plea laechei* (héteroïptère) et par sa richesse en coléoptères et enfin le bassin MRC (E) par sa richesse zooplanctonique (*Leydigia quadrangularis* et *Tretocephala ambigua* en particulier).

Le nombre moyen de taxa ($\pm$ Ecart-type) dans chacun des 5 ensembles définis précédemment varie de 17.52 ± 5.92 à 28.69 ± 4.25 . La richesse taxonomique totale ($\pm$ Ecart-type) dans les clusters A, B, D et E est de 55 ± 2 taxa alors que seuls 39 taxa sont présents dans le cluster C.

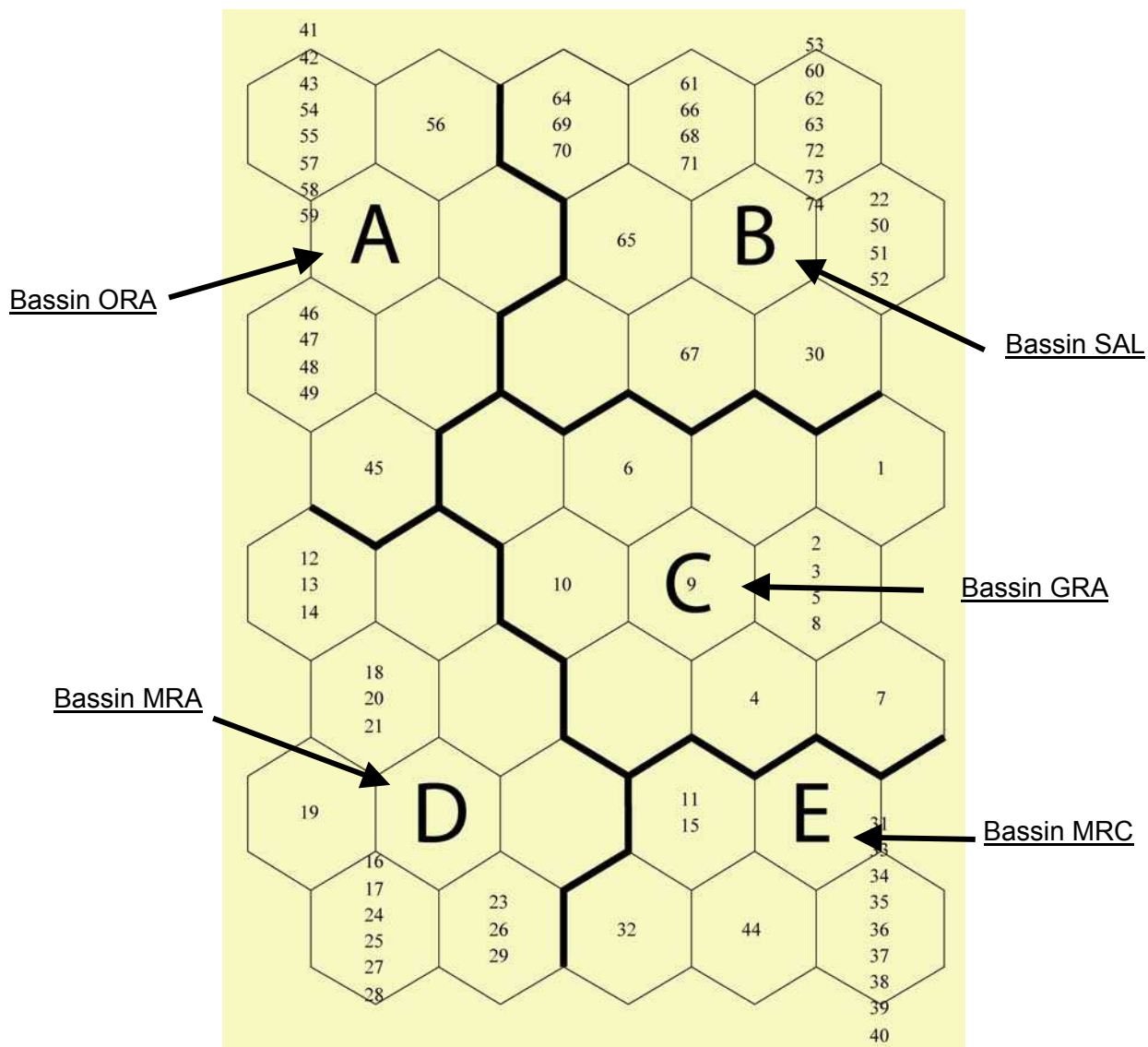


Fig. III-5. Distribution des échantillons sur la self-organising map (SOM) en relation avec leurs assemblages taxonomiques, et regroupement en fonction de leurs affinités. Les numéros correspondent aux échantillons.

Les différences observées entre les bassins semblent être associées soit à la présence de taxa signalés dans un bassin mais pas dans les autres (c'est en particulier le cas des gastéropodes, des coléoptères et des cladocères) soit à la présence de taxa répandus dans tous les bassins mais présents sur de plus longues périodes dans un bassin en particulier (cas de *Plea leachi*, *Lymnaea* et *Naucoris maculatus* par exemple).

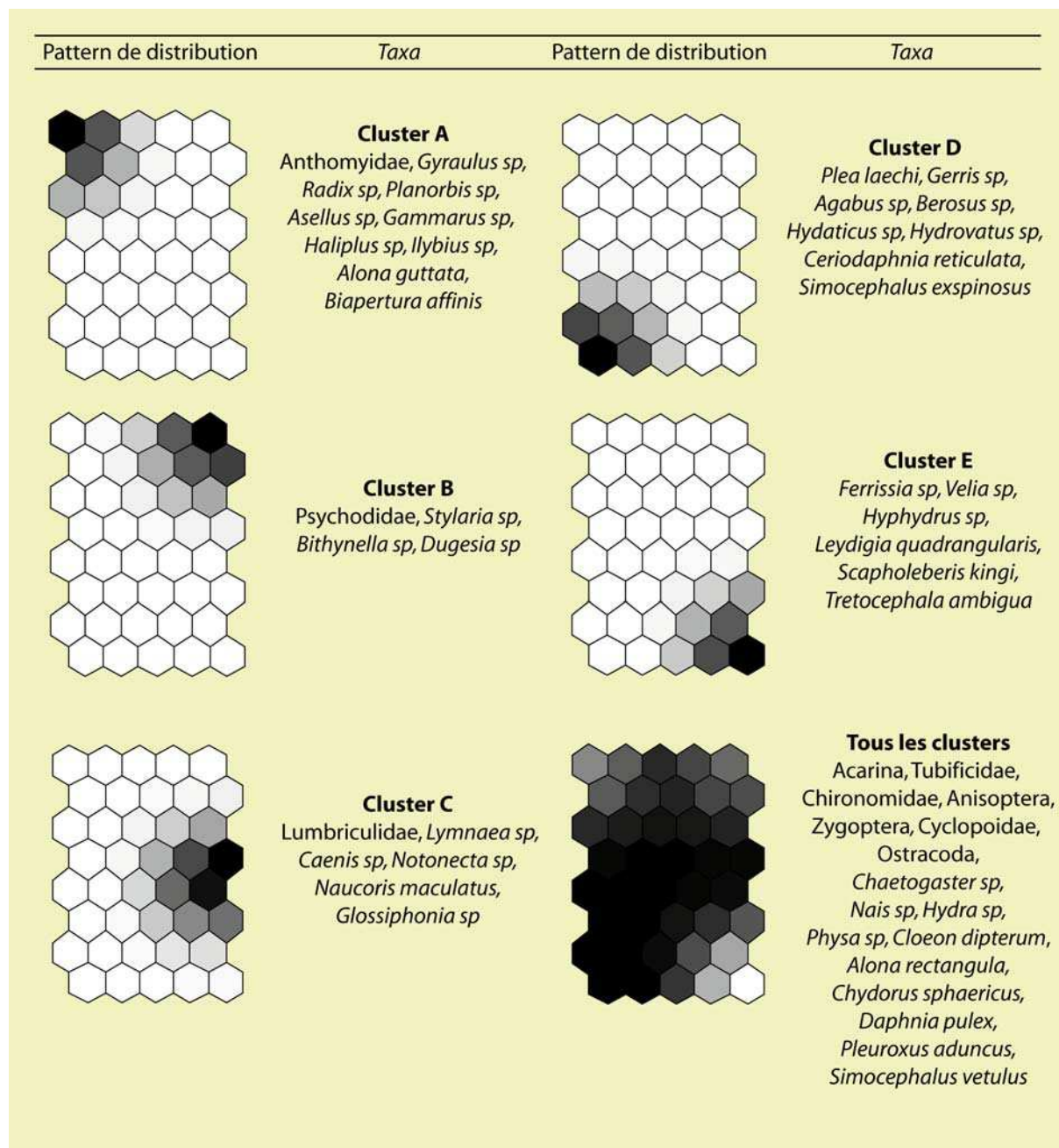


Fig. III-6. Analyse de la distribution de tous les taxa invertébrés sur la carte SOM. Les nuances de gris font référence à la probabilité de présence d'un taxa en passant du noir (probabilité élevée) vers le clair (faible probabilité). Cette figure est à comparer à la figure III-5.

3-2-4. Conclusion

A l'exception de GRA, les quatre autres bassins étudiés ne semblent pas fortement différer du point de vue de leur richesse totale.

En outre, plusieurs estimateurs non paramétriques ont permis d'estimer la richesse totale de chacun des 5 bassins. Les résultats obtenus indiquent une différence de près de 20 % avec la richesse observée dans la majorité des bassins. Cette différence peut s'expliquer par un effet de la saison (prélèvements effectués sur une année) qui se traduit par des pics d'apparition de nouveaux taxa jusqu'à l'automne. De plus, certains taxa ne sont présents dans les bassins que de façon très ponctuelle, ce qui peut entraîner une surestimation de la richesse totale. Nous pouvons donc considérer l'échantillonnage effectué comme satisfaisant.

La comparaison des assemblages d'invertébrés dans les 5 ouvrages autoroutiers nous indique que sur un total de 82 taxa identifiés, 25 sont communs à l'ensemble des bassins. De plus, les bassins les plus proches géographiquement semblent être assez similaires du point de vue de leur composition faunistique. La qualité du substrat (bâché ou non) pourrait peut être expliquer les différences observées entre bassins voisins.

En conclusion, la présence de quelques taxa dominants associés à des taxa plus rares à cycles de développement courts ou présents de manière ponctuelle comme il est observé dans les bassins autoroutiers est typique des mares et reflète la dynamique saisonnière de ces milieux.

3-3. Comparaison de la richesse des bassins avec des mares naturelles

La richesse taxonomique des 5 bassins autoroutiers a été comparée aux données obtenues dans le cadre de l'étude de la biodiversité de différents groupes de mares naturelles en Europe méridionale (Figure III-7). Ces mares sont presque toutes situées en région méditerranéenne et présentent un caractère majoritairement temporaire. L'étude de THIERY (2002) prend en compte 3 mares temporaires protégées situées dans le Var (site PR125, NATURA 2000), l'étude de BOIX *et al.* (2001) correspond à une seule mare temporaire située au nord-est de l'Espagne, l'étude de DELLA BELLA *et al.* (2005) comprend 8 mares permanentes et 13 temporaires situées en Italie, près de Rome dans 4 zones protégées et enfin l'étude d'ANGÉLIBERT (2004) inclut 3 mares permanentes situées sur le Causse de Gramat dans le Parc Naturel Régional des Causses du Quercy.

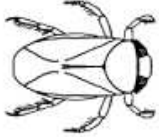
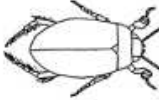
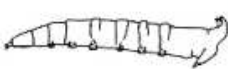
Groupe taxonomique et niveau d'identification	Présente étude (2002-03)	Thiery (2002)	Boix <i>et al.</i> (2001)	Angélibert (2004)	Della Bella <i>et al.</i> (2005)
Espèce 	14	16	5	14	Donnée non disponible
Genre 	10	4	2	3	9
Genre 	2	2	1	2	2
Genre 	7	15	11	11	14
Genre 	12	12	17	21	41
Famille 	10	9	Donnée non disponible	12	14

Fig. III-7. Comparaison de la richesse de 6 groupes taxonomiques (de haut en bas : crustacés cladocères, mollusques, éphéméroptères, hétéroptères, coléoptères et diptères) entre notre étude et 4 études de mares naturelles situées en Europe. Le niveau d'identification est précisé à côté de chaque groupe.

La richesse taxonomique des 6 groupes présentés (crustacés cladocères, mollusques, éphéméroptères, hétéroptères, coléoptères et diptères) apparaît comme globalement proche à ce qui est observé dans des mares naturelles. La présence d'eau pérenne dans les bassins autoroutiers favorise la présence de nombreux taxa de mollusques, contrairement à ce qui est observé dans des milieux temporaires. Par contre, la richesse des hétéroptères et coléoptères apparaît comme globalement plus faible dans les bassins routiers, ce qui n'est pas observé pour les cladocères. Plusieurs hypothèses peuvent être envisagées :

- Le manque de zones humides dans les environs des bassins limite la colonisation des bassins routiers par les insectes volants
- Les turbulences créées par la circulation routière limitent les déplacements des insectes volants
- En ce qui concerne les crustacés planctoniques, leur présence semble être liée aux oiseaux qui, même peu nombreux, sont régulièrement observés dans les bassins.

Cependant, les faunes observées dans les bassins autoroutiers restent très banales et n'incluent pas d'espèces rares ou d'espèces caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes telles que les branchiopodes anostracés (*Linderiella massaliensis* THIERY & CHAMPEAU 1988, *Chirocephalus diaphanus* PREVOST 1803) ou notostracés (*Lepidurus apus* L. 1758, *Triops cancriformis* Frisch 1732).

3-4. Etude comparative de la structure des communautés

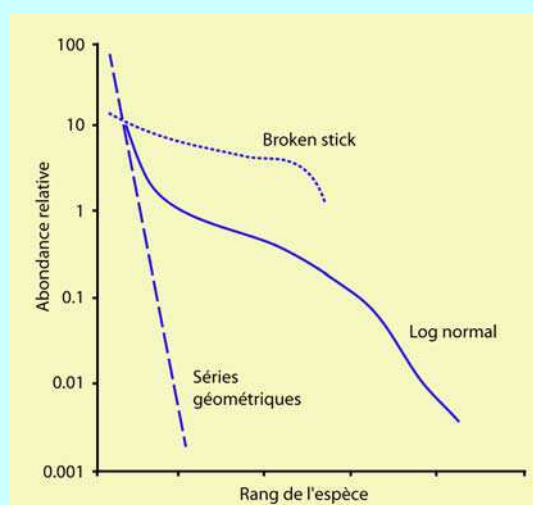
3-4-1. Invertébrés benthiques

Modèles rang/abondance

Modèles rang/abondances

Encadré III-1

Le tracé de courbes « rang/abondance » est une méthode particulièrement efficace pour illustrer les changements intervenant dans une communauté suite à des phénomènes de succession ou à une perturbation d'origine naturelle ou anthropique (MAGURRAN 2004).



Les espèces (en abscisse) sont classées suivant leur abondance relative dans la communauté. Cette dernière (en ordonnée) est présentée sous forme logarithmique (log₁₀ typiquement).

La forme de la courbe rang/abondance est souvent utilisée pour déterminer le modèle décrivant le mieux les données.

Un tracé très raide signifie que la communauté est dominée par très peu d'espèces. Ce type de distribution peut être modélisée par une série géométrique (MOTOMURA 1932).

Des courbes moins pentues, indiquant une meilleure répartition des espèces dans la communauté, sont en accord avec le modèle Log normal (PRESTON 1948) ou le modèle Broken Stick (MACARTHUR 1957).

Séries géométriques et modèle Broken Stick sont considérés comme des modèles biologiques contrairement au Log normal (modèle statistique). Ces deux modèles sont basés sur l'hypothèse qu'une communauté écologique possède un espace multidimensionnel appelé « niche » qui est partagé entre les espèces présentes (HUTCHINSON 1957, MAGURRAN 2004).

L' étude de la composition faunistique des bassins autoroutiers a mis en évidence la spécificité taxonomique de chacun d'entre eux (cf. § 2-2). La structure de chacun des bassins va donc être étudiée indépendamment.

Dans un premier temps, la structure des communautés sera explorée au moyen d'un modèle rang/abondance (ou *WHITTAKER plot*) comme suggéré par MAGURRAN (2004). Les taxa sont classés du plus abondant au moins abondant en reportant leur rang en abscisse et leur abondance relative en ordonnée (échelle logarithmique). Pour chaque bassin, le diagramme rang/abondance correspondant à chaque date d'échantillonnage est représenté. L'ensemble de ces graphiques est présenté dans la figure III-7. Même si, comme le préconise FRONTIER (1982), une lecture directe de ces diagrammes donne une idée de l'allure générale de la structure de la communauté, la complexité de ces graphiques ne permet pas forcément une interprétation aisée de l'information qu'ils contiennent. La comparaison de ces courbes est néanmoins rendue possible grâce à l'utilisation de modèles statistiques développés pour les données d'abondance tels que les séries géométriques de MOTOMURA ou les modèles Log normal et Broken stick (encadré III-1 ; MAGURRAN 2004).

TOKESHI (1993, cité par MAGURRAN 2004) a montré l'intérêt de l'utilisation des séries géométriques de MOTOMURA pour comparer l'évolution temporelle de la structure d'une communauté. En effet, comme ce dernier le précise, les séries de données (ici les prélèvements mensuels) peuvent être ajustées approximativement au modèle (au moyen de régressions linéaires) et la pente de chaque série utilisée comme une mesure de l'uniformité (ou *evenness*) du peuplement étudié. Les régressions sont réalisées sur les données d'abondance relative préalablement log transformées. Les pentes de ces régressions linéaires peuvent alors être comparées entre elles grâce à une Analyse de Covariance (ANCOVA). Le principe de cette analyse est de :

- tester l'homogénéité des variances des différentes droites
- comparer leurs pentes
- comparer leurs ordonnées à l'origine

L' ANCOVA nous permet donc de répondre à la question : est ce que les pentes des droites testées sont identiques ? Autrement dit, est ce que les droites sont parallèles ? Ceci signifierait, en termes biologiques, que la structure globale de la communauté ne s'est pas modifiée pas au cours de la période d'échantillonnage.

Pour tester cette hypothèse, nous avons utilisé le logiciel PRISM version 4 (www.graphpad.com). Les résultats de l'analyse sont présentés dans le tableau III-5.

Tab. III-5. Résultats de la comparaison des pentes des différentes droites de régression des diagrammes rang/abondance de chacun des bassins par une Analyse de Covariance

Bassin	F de Fisher	p
ORA	$F_{(14,219)} = 8.77076$	***
MRA	$F_{(13,186)} = 1.85114$	*
MRC	$F_{(14,230)} = 7.18657$	***
SAL	$F_{(14,150)} = 4.41573$	***
GRA	$F_{(14,281)} = 9.85859$	***

* p < 0.05, *** p < 0.001

Ces résultats nous indiquent que les pentes des droites de régression rang/abondance des bassins ORA, MRC, SAL et GRA sont très significativement différentes entre elles (p < 0.001) et significativement différentes pour le bassin MRA (p < 0.05). Ceci signifie que la structure globale des communautés dans chacun de ces bassins a changé au cours de notre étude. Il est important de préciser que l'on parle de la structure (à savoir, l'abondance relative du taxa x de rang 1, 2, ...) et non pas de la position relative d'un taxa x au cours du temps. C'est donc le rang qui a de l'importance pour l'interprétation de ces résultats et non pas le nom de l'espèce ou du taxa dominant.

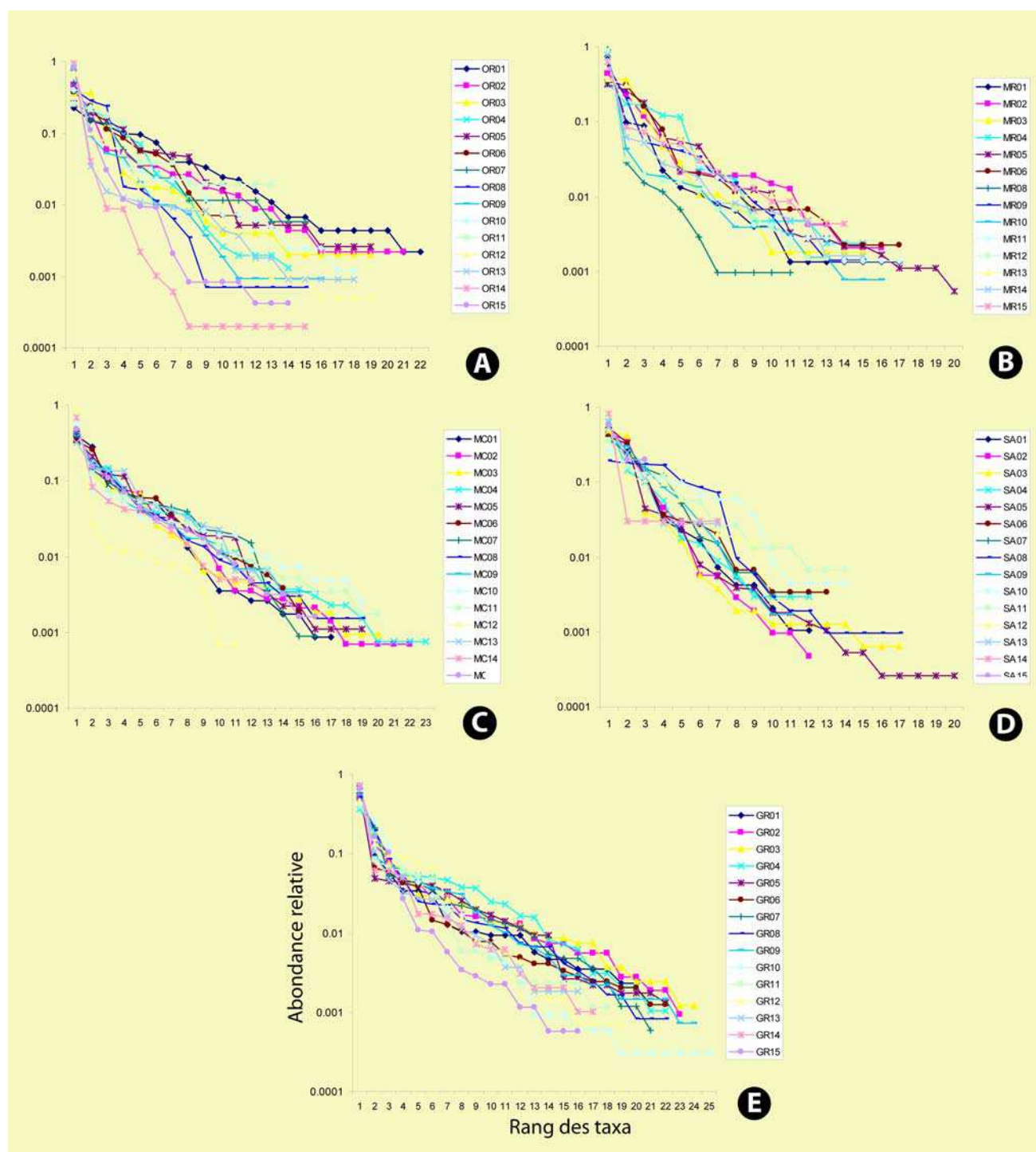


Fig. III-8. Diagrammes rang/abondance du peuplement benthique de chacun des bassins autoroutiers étudiés avec ORA (A), MRA (B), MRC (C), SAL (D) et GRA (E). Pour chaque bassin, chacune des courbes correspond à une date d'échantillonnage.

Nous avons ensuite cherché à déterminer quels étaient les échantillons les plus dissemblables. Au niveau de chacun des bassins, il est en effet possible de déterminer si tous les échantillons (dates) appartiennent à la même population (hypothèse H_0) ou si au moins un des échantillons est significativement différent des autres (hypothèse H_1). Les échantillons à comparer sont appariés puisque ce sont les mêmes taxa qui sont suivis au cours du temps dans un même bassin (SPENCER *et al.* 1999). Le test de FRIEDMAN ($\alpha = 0.01$) est donc employé suivi d'un test de comparaisons multiples (BROOKS 2000, METZELING *et al.* 2003, ADDINSOFT 2004).

Les échantillons du bassin ORA sont significativement différents entre eux ($Q_{14} = 135.886$, $p < 0.0001$). De plus, 8 prélèvements sont significativement différents des autres. Il s'agit des deux premiers échantillons (mars et avril) correspondant au début du printemps, du mois de juin, des mois de septembre et octobre (début de l'automne) et enfin des trois derniers échantillons (janvier à mars). Au niveau du bassin MRA, la différence est également très significative ($Q_{13} = 96.992$, $p < 0.0001$) et en particulier pour les échantillons prélevés en été (juin et juillet) et au mois de septembre. Le bassin MRC présente la même tendance ($Q_{14} = 89.393$, $p < 0.0001$) avec un échantillon du mois de décembre très différent de tous les autres. De la même manière, SAL présente des échantillons significativement différents ($Q_{14} = 63.653$, $p < 0.0001$), ceci semblant lié aux échantillons prélevés en hiver (février à mars). Le bassin GRA, quant à lui, suit la même tendance ($Q_{14} = 133.947$, $p < 0.0001$) avec les échantillons les plus dissemblables également situés en hiver (décembre à mars).

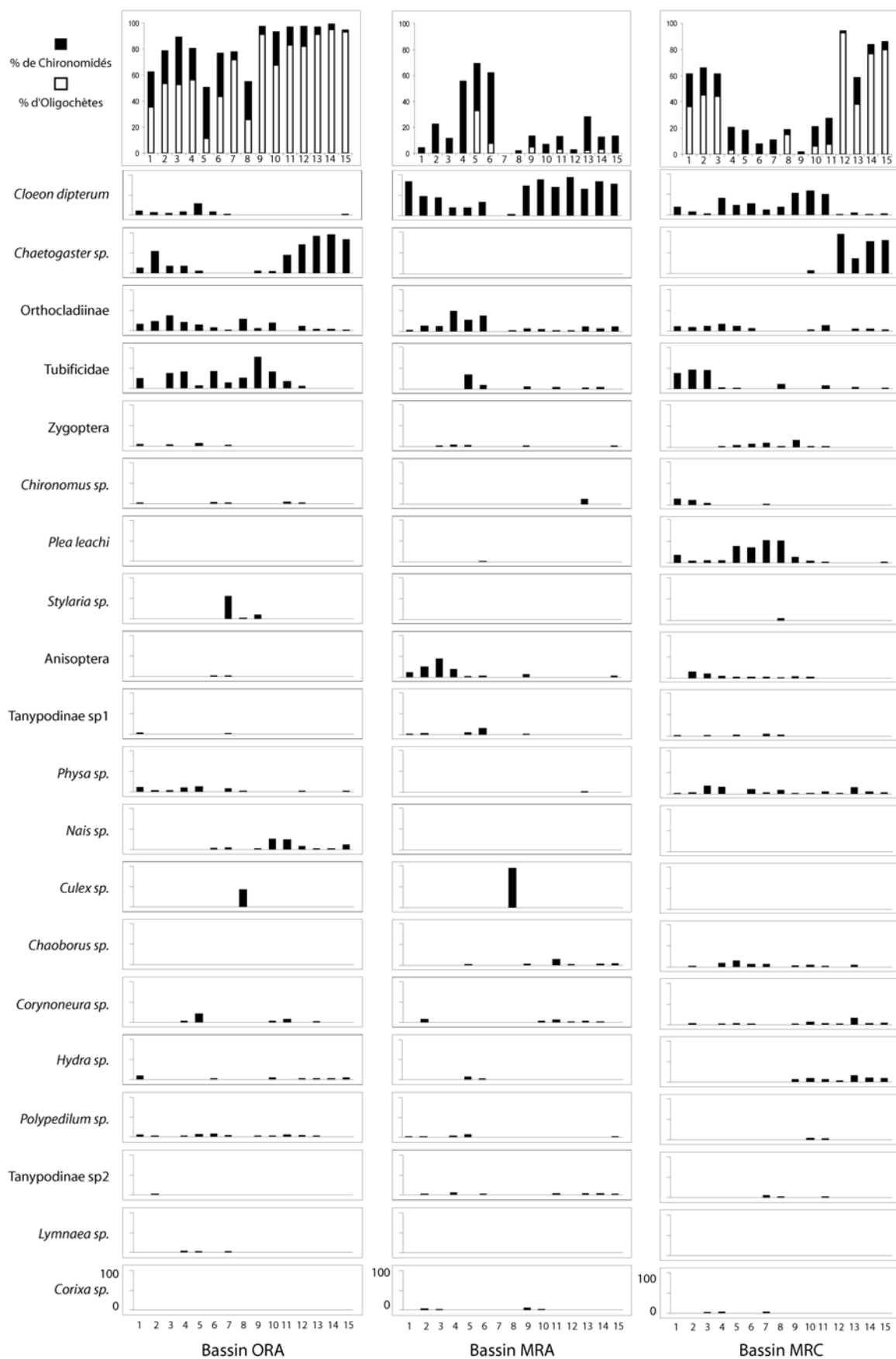
Le bassin ORA présente donc des modifications importantes de la structure de sa communauté au cours du cycle annuel avec des profils assez variables d'un mois sur l'autre. Ceci n'est pas observé dans le bassin MRC, également à substrat naturel, qui possède pourtant un profil ionique annuel très similaire (en particulier pour NaCl, cf. chapitre II). En ce qui concerne MRA, le facteur assèchement (total au mois d'août) semble être à l'origine des modifications de structure observées. Ce phénomène, lié aux phases d'assèchement et de mise en eau de la mare, est typiquement observé dans les milieux temporaires (BOIX *et al.* 2004). Pour les bassins SAL et GRA, les changements observés concernent des périodes hivernales, marquées par une augmentation des teneurs en NaCl dans l'eau. Si le stress osmotique subi en hiver par le bassin GRA semble évident, il l'est beaucoup moins pour SAL qui présente de fortes concentrations de NaCl tout le long de l'année (cf. chapitre II). Cependant ce déséquilibre des communautés n'est pas observé dans MRA, bien que se bassin subisse un stress tout aussi important au cours de la même période.

Les modifications de structure observées (à savoir les variations de l'abondance relative des taxa les plus abondants) peuvent donc traduire soit des changements des conditions physico-chimiques du milieu soit des modifications de peuplement consécutives à la colonisation de nouvelles espèces (dynamique saisonnière). Ces hypothèses seront testées dans le chapitre suivant.

Abondances relatives des taxa échantillonnés

Les abondances relatives de l'ensemble des chironomidés et des oligochètes ainsi que des 20 taxa les plus abondants des bassins sont présentées dans la figure III-8.

Le premier histogramme indique la proportion relative des chironomidés et des oligochètes par rapport à l'ensemble du peuplement. Ces deux groupes sont en effet d'une importance cruciale dans les milieux aquatiques d'eau douce puisqu'ils sont très communs, présents dans tous les types d'habitats et représentent une part importante du régime alimentaires des macroinvertébrés et des poissons (en particulier des juvéniles). De plus, les oligochètes sont, dans leur grande majorité, détritivores et donc très présents dans les milieux enrichis en matière organique. Cependant certaines espèces, présentes dans les bassins échantillonnés, sont algivores comme *Stylaria lacustris* ou carnivores comme *Chaetogaster diaphanus* (BRÖNMARK & HANSSON 1998, DODDS 2002, TACHET *et al.* 2000). Les oligochètes jouent également un rôle important à l'interface eau-sédiments puisqu'en mixant les sédiments (phénomène de bioturbation), ils participent aux échanges de matière et à la minéralisation des composés organiques (GUERIN 1994).



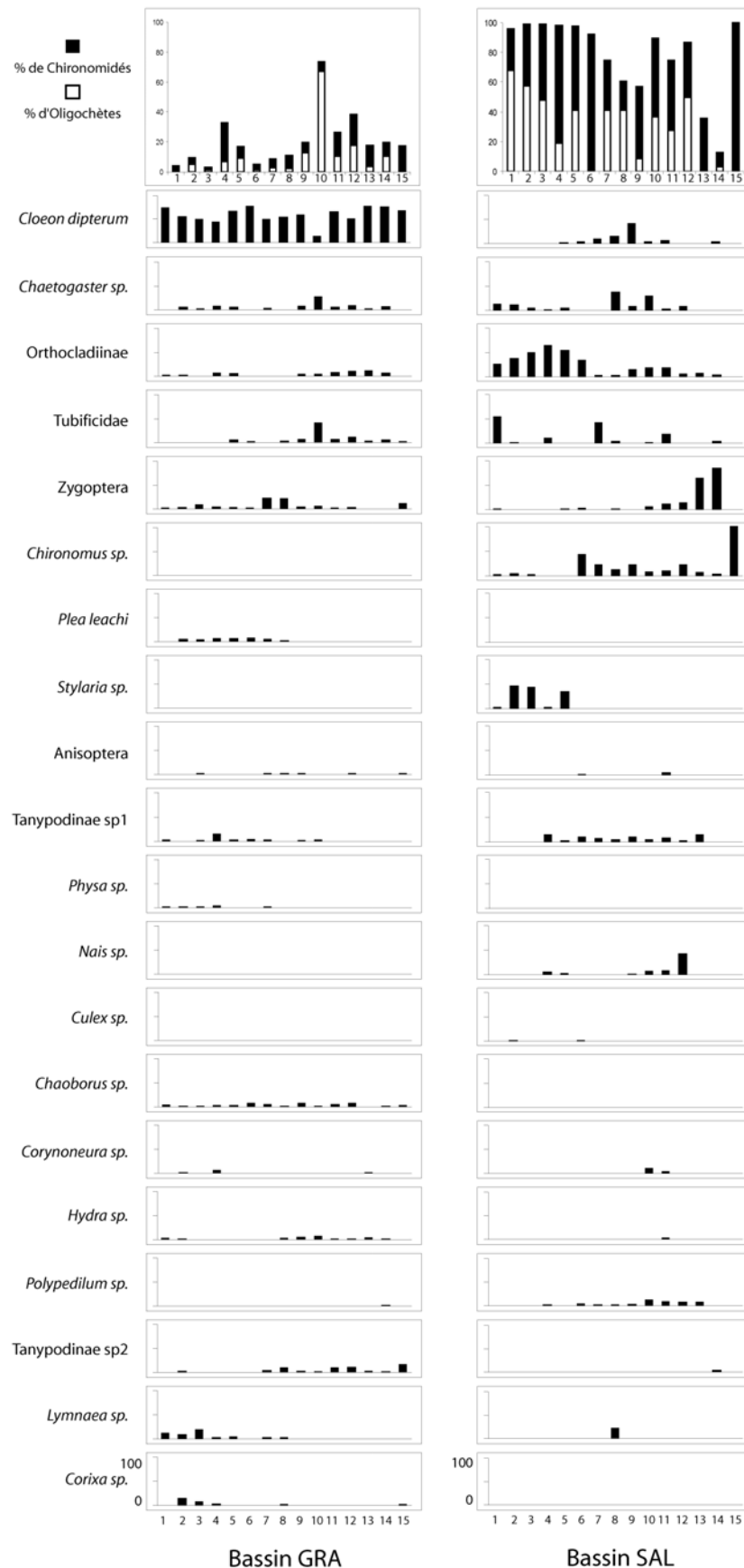


Fig. III-9. Abondance relative des chironomidés et Oligochètes (figure supérieure) ainsi que des 20 taxa les plus abondants des bassins autoroutiers en fonction du temps. Les dates correspondent à: (1) 12/03/02, (2) 03/04/02, (3) 25/04/02, (4) 15/05/02, (5) 12/06/02, (6) 07/07/02, (7) 06/08/02, (8) 04/09/02, (9) 02/10/02, (10) 30/10/02, (11) 26/11/02, (12) 17/12/02, (13) 21/01/03, (14) 11/02/03, (15) 11/03/03

Oligochètes et chironomidés dominent très largement la communauté aquatique dans les bassins ORA et SAL, ce qui n'est pas le cas dans les trois autres bassins sauf à certaines périodes de l'année, en particulier au printemps et à l'automne. La dominance de ces groupes pourrait s'expliquer par des conditions particulièrement favorables à leur développement. Nous observons en particulier des pics d'abondance de *Chaetogaster* au printemps et à l'automne, particulièrement dans ORA et MRC, traduisant peut être un accroissement des peuplements de protozoaires dont se nourrit cet oligochète. Les protozoaires étant d'importants prédateurs de bactéries, leur augmentation traduit à son tour un enrichissement du milieu en matières nutritives (DODDS 2002).

L'examen des taxa les plus abondants fait apparaître la dominance de l'éphéméroptère *Cloeön dipterum* dans les bassins bâchés MRA et GRA, et ce, tout au long de l'année. L'ensemble des autres taxa présente des variations importantes de leur abondance relative d'un bassin à l'autre mais les différents pics observés ne semblent pas toujours apparaître aux mêmes périodes. Les caractéristiques propres à chaque bassin pourraient expliquer ces disparités, en particulier la mosaïque de micro-habitats, la permanence de l'eau ou la diversité des macrophytes (FRIDAY 1987, JEFFRIES 1993, 1994, OERTLI 1995, OLSON *et al.* 1995, BILTON *et al.* 2001). Ces histogrammes nous indiquent également que certains taxa dominent presque entièrement les communautés quand ils sont présents dans l'un des 5 bassins échantillonnés. C'est le cas de *Cloeön dipterum*, de *Chaetogaster*, de *Chironomus*, de *Plea leachi*, de *Stylaria*, des orthoclaadiinae, des tubificidae et des zygoptères.

Les échantillons issus d'un même bassin ont ensuite été comparés entre eux, non pas sur la base du rang des taxa mais sur l'abondance relative de chacun d'entre eux. Cette comparaison, réalisée avec un test de FRIEDMAN pour échantillons appariés ($\alpha = 0.01$) suivi d'une comparaison multiple nous permet de voir si les différences observées entre échantillons sont consécutives d'une modification de l'abondance relative des taxa dominants (cf. § précédent) ou alors, si il s'y ajoute un changement de taxa. Plus simplement, est ce que les taxa dominants sont toujours les mêmes (résultat non significatif du test) ou est ce qu'ils diffèrent (résultat significatif du test) ?.

La différence entre les échantillons n'est pas significative pour MRA et GRA. Ce résultat reflète la quasi dominance de l'éphéméroptère *Cloeön dipterum* dans ces deux bassins. Cette espèce est ovovivipare, ce qui ne lui permet pas de passer l'hiver sous une forme de résistance (œuf). Les générations produites en hiver, à développement ralenti, sont donc suivies d'une ou plusieurs générations estivales si les conditions le permettent (CIANCIARA 1979, NAGGEL 1980). Elle se nourrit de débris végétaux et de microphytes vivants (TACHET *et al.* 2000). De plus les éphémères semblent très tolérants à la salinité. Ceci a part exemple été démontré sur *Callibaetis fluctuans* (WALSH 1862) par BENBOW & MERRIT (2004) qui se sont intéressés à des impacts de salage de chaussées dans une zone humide du Michigan (Etats-Unis).

Les échantillons des bassins ORA ($Q_{14} = 35.881$, $p = 0.001$) MRC ($Q_{14} = 30.386$, $p = 0.007$) et SAL ($Q_{14} = 30.286$, $p = 0.007$) sont, quant à eux, significativement différents. Les tests de comparaison multiples réalisés entre les échantillons de ORA laissent apparaître que les deux premiers échantillons (mars et avril) sont les plus dissemblables des autres. Ceci semble particulièrement lié à une plus grande richesse spécifique constatée au cours de ces deux premiers prélèvements. En outre, une comparaison de la moyenne des taxa ($\pm$ écart-type) de ces deux échantillons (21.5 ± 0.71) avec les échantillons dont ils sont significativement différents (14.71 ± 2.14 ; $n = 7$) par un test t de STUDENT fait apparaître une différence très significative ($t_7 = 4.237$, $p = 0.004$) entre ces deux groupes.

En ce qui concerne MRC, la différence observée s'explique exclusivement par l'échantillon prélevé en décembre. Cet échantillon, en plus de présenter la richesse la plus faible ($S = 11$) est très largement dominé par l'oligochète *Chaetogaster* représentant plus de 90% de l'abondance relative de ce prélèvement. De plus, cet oligochète présente le même pattern d'abondance dans le bassin ORA à la même période. Les impacts hivernaux de sel pourraient donc jouer un rôle dans les bassins à substrat naturel en induisant un développement bactérien favorable à cette espèce.

Enfin, pour le bassin SAL, seuls les échantillons du mois de septembre et du mois de mars 2003 sont significativement différents ($p < 0.01$). Mais aucune explication ne peut être avancée pour l'instant.

3-4-2. Communauté zooplanctonique

La communauté zooplanctonique constitue, en terme d'abondance, près de 90% des invertébrés aquatiques échantillonnés dans les bassins autoroutiers. Cette communauté est donc étudiée indépendamment de la communauté benthique. De la même manière que pour cette dernière, des diagrammes rang/abondance ont été tracés pour représenter les données d'abondance relative des taxa zooplanctoniques (Fig. III-9). Ces figures laissent supposer des modifications importantes de la structure des communautés au cours du temps.

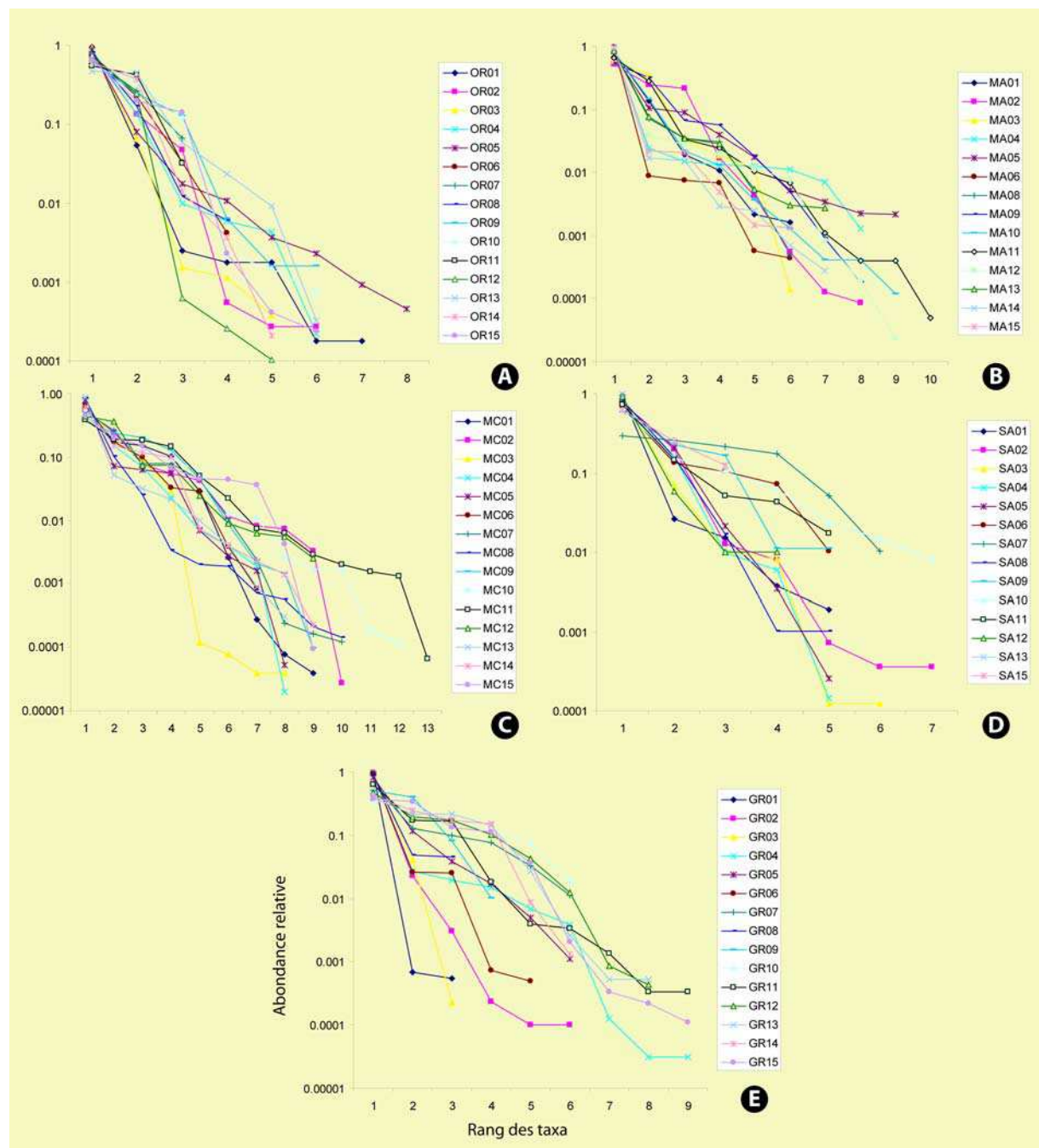


Fig. III-10. Diagrammes rang/abondance du peuplement planctonique de chacun des bassins autoroutiers étudiés avec ORA (A), MRA (B), MRC (C), SAL (D) et GRA (E). Pour chaque bassin, chacune des courbes correspond à une date d'échantillonnage.

De la même manière que pour les invertébrés benthiques, les pentes des droites de régression des différents échantillons d'un même bassin ont été comparées à l'aide d'une ANCOVA (Tableau III-6).

Cette analyse montre que ces pentes sont très significativement différentes ($p < 0.001$) dans les bassins MRA, MRC et GRA, significativement différentes pour ORA ($p < 0.05$) mais le manque de données n'a pas permis de réaliser cette analyse pour le bassin SAL. Dans l'ensemble des bassins la structure évolue donc de façon significative au cours de l'année. Ce type d'observation a déjà été confirmée. Les taxa zooplanctoniques ont en effet des temps de génération brefs (de quelques jours à quelques mois) et présentent des successions saisonnières (HUTCHINSON 1967, JENKINS & BUIKEMA 1998). La prédation par les poissons ou le diptère *Chaoborus* ainsi que la compétition peuvent également être à l'origine de modifications dans la structure (STEINER 2003).

Tab. III-6. Résultats de la comparaison des pentes des différentes droites de régression des diagrammes rang/abondance de chacun des bassins par une Analyse de Covariance.

Bassin	F de FISHER	p
ORA	$F_{(14,50)} = 2.33966$	*
MRA	$F_{(13,77)} = 3.266$	***
MRC	$F_{(14,109)} = 5.9904$	***
SAL	données insuffisantes	
GRA	$F_{(14,61)} = 4.86804$	***

* = $p < 0.05$, *** = $p < 0.001$

Dans un deuxième temps, un test de FRIEDMAN ($\alpha = 0.01$) pour échantillons appariés suivi d'une comparaison multiple ont été effectués sur les données rang/abondance. Les résultats sont présentés dans le tableau III-7.

Tab. III-7. Résultats du Test de FRIEDMAN ($\alpha = 0.01$) réalisé sur les données rang/abondance

Bassin	Q de FRIEDMAN	p
ORA	$Q_{14} = 22.905$	NS
MRA	$Q_{13} = 39.995$	***
MRC	$Q_{14} = 60.585$	***
SAL	$Q_{13} = 19.802$	NS
GRA	$Q_{14} = 42.332$	***

NS = non significatif, *** = $p < 0.001$

Ce test nous indique que seuls les bassins MRA, MRC et GRA ont des échantillons significativement différents ce qui revient à dire que dans ces bassins, les taxa dominants présentent une variation importante de leur dominance au cours de l'année. Pour le bassin MRA, une différence significative ($p < 0.01$) est notée entre les échantillons de l'été et de l'hiver ; pour le bassin MRC, les échantillons de l'automne (octobre et novembre) sont les plus dissemblables des autres et enfin pour GRA, c'est une différence printemps/hiver qui est notée. Pour les deux derniers bassins, ORA et SAL, les différences entre échantillons ne sont pas significatives.

Afin de savoir si les taxa dominants sont toujours les mêmes, un test de FRIEDMAN suivi de comparaisons multiples ($p < 0.01$) a été effectué sur l'ensemble des données d'abondance relative non classées par leur rang (cf. § 2-3-1). Ce test est non significatif pour tous les bassins étudiés. Ceci laisse supposer que la communauté est quasiment dominée par les mêmes taxa tout au long de l'année. D'ailleurs, l'observation de la répartition des taxa zooplanctoniques au cours du temps (Figure III-10) fait apparaître une structure relativement figée (quant à sa composition) des communautés dans chacun des bassins.

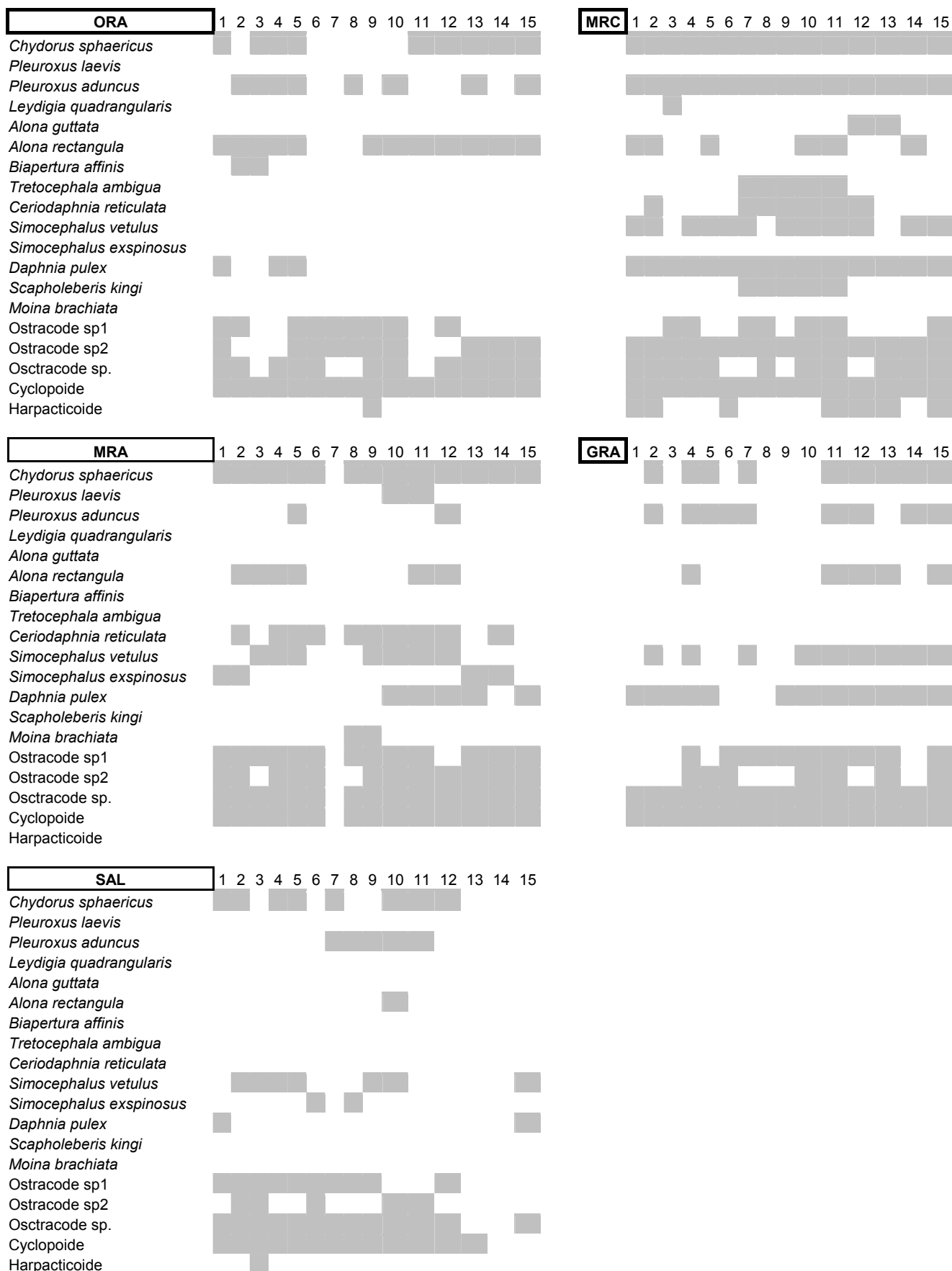


Fig. III-11. Représentation schématique de la répartition temporelle des taxa planctoniques dans les différents bassins autoroutiers. Les cases grisées correspondent à la présence du taxa au temps t (cf. Fig. III-9 pour les correspondances) .

L'analyse de l'abondance relative moyenne des différents taxa zooplanctoniques au cours de l'année d'étude permet de définir la structure caractéristique de cette communauté dans chacun des bassins. Ces résultats révèlent en particulier l'existence d'une structure planctonique spécifique à chacun d'eux. ORA est par exemple très largement dominé par les copépodes cyclopoïdes (63%), MRA par le cladocère *Chydorus sphaericus* (51%), MRC par *Daphnia pulex* (41%) et les ostracodes (26%), SAL à la fois par les cyclopoïdes (37%), les ostracodes (28%) et *Simocephalus vetulus* (21%) et enfin GRA par *Daphnia pulex* (34%) et les cyclopoïdes (30%).

ORA, qui est le seul bassin occupé par des poissons (*Gambusia affinis*), n'héberge qu'une seule espèce de cladocère de grande taille, à savoir *Daphnia pulex*, et ce sur une très courte période de l'année (printemps). Cet effet de la prédation des poissons sur les espèces planctoniques de grande taille a été largement documenté dans les eaux douces lenticques et en particulier dans les lacs (STEINER 2004). Dans les systèmes où les poissons sont absents, si les grands cladocères sont en général dominants (cas de MRC, SAL et GRA) il a été établi que des espèces de petite taille pouvaient dominer la communauté zooplanctonique (SMITH & COOPER 1982, STEINER 2003, 2004). C'est ce qui est constaté dans le bassin MRA où l'espèce *Chydorus sphaericus* est largement dominante. A titre d'exemple, les tailles des espèces de cladocères les plus abondantes des bassins échantillonnés sont comparées dans la figure III-11.

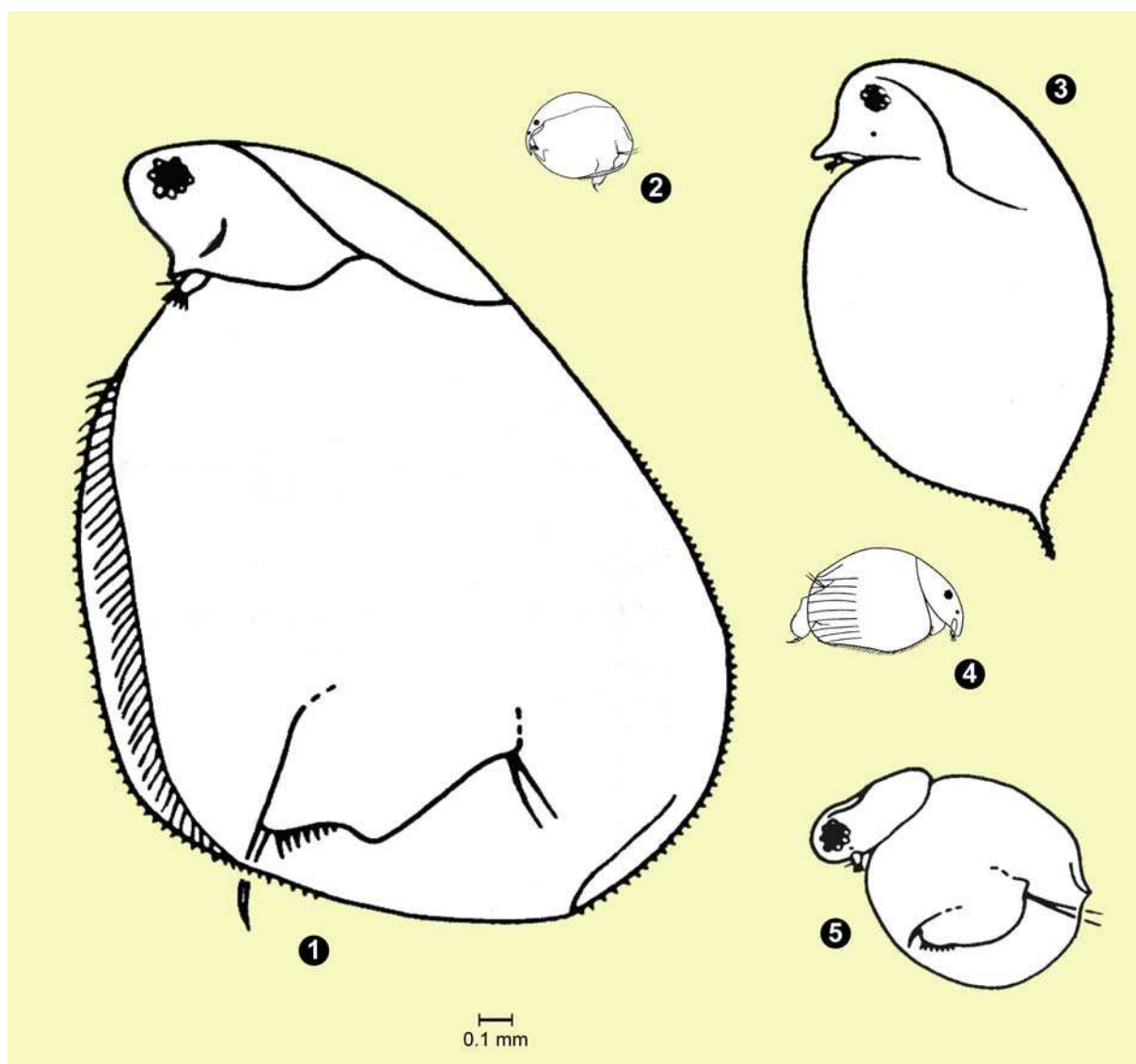


Fig. III-12. Comparaison des tailles relatives des cladocères les plus abondants dans les bassins de pluie autoroutiers étudiés. Les espèces présentées sont *Simocephalus vetulus* (1), *Chydorus sphaericus* (2), *Daphnia pulex* (3), *Alona rectangula* (4) et *Ceriodaphnia reticulata* (5). Les figures sont tirées de *Crustacés cladocères* (AMOROS 1984).

3-5 Conclusion de la partie invertébrés aquatiques

L'examen de la richesse spécifique et de la structure des peuplements d'invertébrés aquatiques des cinq bassins de pluie autoroutiers étudiés révèle que ces derniers présentent une composition faunistique qui leur est propre. Ces différences sont à la fois liées à la rareté de certaines espèces (par exemple, 6 des 14 espèces de cladocères échantillonnées sont spécifiques à l'un des 5 bassins) ou bien à la fréquence d'occurrence ou encore à l'abondance de certaines autres (*Cloeon dipterum*, *Chaetogaster*, *Plea leachi* par exemple). La figure III-12 présente d'ailleurs, pour chaque bassin, les taxa correspondant à environ 90% de l'abondance relative moyenne des peuplements benthiques et zooplanctoniques au cours de l'année d'étude.

Nous avons également constaté que les bassins les plus proches géographiquement semblaient partager des assemblages faunistiques assez proches, rendant compte d'un phénomène d'autocorrélation spatiale. De plus, la richesse totale observée et estimée dans les différents bassins apparaît comme équivalente à l'exception du bassin GRA qui présente une richesse moindre.

L'étude de la structure des communautés benthiques et zooplanctoniques au cours d'une année a révélé l'existence d'une certaine instabilité et ce, quels que soient les bassins étudiés. Cette instabilité pourrait être en particulier liée aux dynamiques saisonnières naturelles de ces communautés. Néanmoins, seuls quelques taxa, quand ils sont présents, deviennent largement dominants. C'est en particulier le cas de l'éphéméroptère *Cloeon dipterum*, des chironomidés Orthocladinae ou bien des oligochètes *Chaetogaster* et Tubificidae pour les invertébrés benthiques ; des copépodes cyclopoides ainsi que les cladocères Chydoridae et Daphniidae pour le peuplement zooplanctonique.

Au vu des taxa échantillonnés, les bassins de pluie autoroutiers, bien que construits en bordure d'autoroute, dans des environnements plus ou moins contraignants sont donc attractifs pour la faune invertébrée. Cependant cette faune est très banale, cosmopolite et présente à une large échelle biogéographique.

Les assemblages observés montrent une certaine spécificité en fonction du bassin étudié. Nous pouvons alors nous demander quels peuvent être les facteurs biotiques ou abiotiques qui conduisent à l'observation de ces différences de composition et de structure entre des bassins de taille plus ou moins équivalente, situés dans une même zone géographique et surtout, partageant le même type d'usage. Ces différents facteurs et leur impact sur la biodiversité observée seront discutés dans le chapitre suivant.

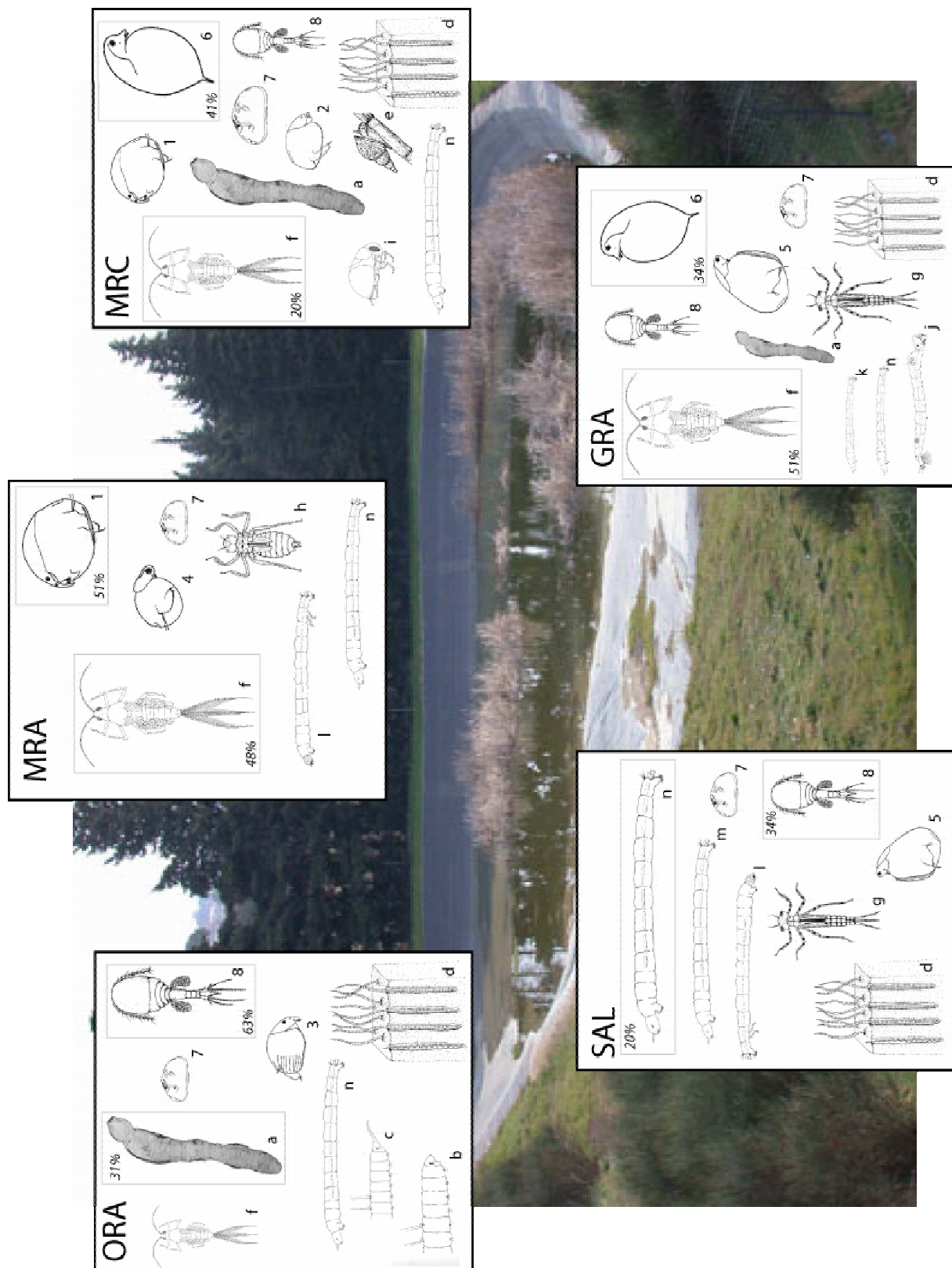


Fig. III-13. Assemblages benthiques (a-n) et zooplanctoniques (1-8) caractéristiques des cinq bassins autoroutiers étudiés. Les taxa représentés correspondent à environ 90 % de l'abondance relative moyenne annuelle dans chacun des bassins. Les taxa encadrés correspondent au taxon dominant de chacun des peuplements (benthique et zooplanctonique) dans chacun des bassins. Le pourcentage fait référence à l'abondance relative moyenne annuelle de ce taxon. Figures tirées de AMOROS (1984) et TACHET *et al.* (2000).

(a) *Chaetogaster* sp., (b) *Nais* sp., (c) *Stylaria* sp., (d) Tubificidae, (e) *Physa* sp., (f) *Cloeon dipterum*, (g) Zygoptera, (h) Anisoptera, (i) *Plea laechi*, (j) *Chaoborus* sp., (k) Tanypodinae, (l) *Chironomus* sp., (m) Tanytarsini, (n) Orthocladinae
 (1) *Chydorus sphaericus*, (2) *Tretoccephala ambigua*, (3) *Alona rectangula*, (4) *Ceriodaphnia reticulata*, (5) *Simocephalus vetulus*, (6) *Daphnia pulex*, (7) Ostracoda, (8) Copepoda

4 Les communautés d'odonates

3-1. Diversité alpha

Au total, 29 espèces d'odonates ont été découvertes dans les six bassins prospectés (ORA, MRA, MRB, MRC, SAL et GRA) dont 11 ont également été identifiées à un stade larvaire. Par contre, les larves n'ont pas été identifiées dans le bassin MRB (non trié). En ce qui concerne les larves, parmi les onze espèces identifiées, 65 % sont des anisoptères et seulement 35 % des zygoptères. Ce résultat peut s'expliquer (i) par les difficultés d'identification des larves de zygoptères et des espèces du genre *Sympetrum* (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 2002) conduisant à une sous-estimation de la richesse larvaire et (ii) par la présence d'espèces de passage, ne se reproduisant pas dans les bassins. Cependant, à l'exception des deux espèces d'*Aeshna* et de *Libellula quadrimaculata*, tous les odonates identifiés ont manifesté un comportement de reproduction (copulation, vol en tandem ou oviposition) lors de leur observation sur le terrain. Les résultats de ces prospections sont rassemblés dans le tableau III-8.

Tab. III-8. Liste des espèces d'Odonates identifiées dans les six bassins autoroutiers prospectés. Les cases font référence à des espèces identifiées à la fois sous forme larvaire et imago. Les espèces sont regroupées suivant leur appartenance au sous-ordre des zygoptères (partie supérieure) ou des anisoptères (partie inférieure).

	Bassins de pluie autoroutiers					
	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
<i>Lestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	-	+	+	+	+	-
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1835)	-	+	+	-	-	-
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	-	+	-	+
<i>Cercion lindenii</i> (Sélys, 1840)	+	+	+	-	-	+
<i>Ceragrion tenellum</i> (Villers, 1789)	+	-	+	-	-	-
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	+	-	+	-	-	-
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)	+	-	+	+	-	-
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	-	-	-	+	-	-
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	-	-	-	+	-	+
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	+	-	+	+	+	+
<i>Ishnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+	+	+
<i>Ishnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	+	+	-	+	+	+
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	-	-	-	+	-	-
<i>Aeshna affinis</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+	-	-
<i>Aeshna isocles</i> (Müller, 1767)	-	-	+	+	-	-
<i>Anax imperator</i> (Leach, 1815)	+	-	+	+	+	+
<i>Anax parthenope</i> (Sélys, 1839)	+	+	+	+	-	+
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	+	+	+	+	+	+
<i>Libellula fulva</i> (Müller, 1764)	-	-	-	-	+	-
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Linné, 1758)	-	-	+	+	-	-
<i>Orthetrum albistylum</i> (Sélys, 1848)	+	-	-	-	-	-
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	+	+	+	-	+	-
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linné, 1758)	+	+	+	+	-	+
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	-	-	+	-	-	-
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Sélys, 1841)	-	-	+	-	-	-
<i>Sympetrum fonscolombei</i> (Sélys, 1840)	-	+	+	+	+	+
<i>Sympetrum meridionale</i> (Sélys, 1841)	+	-	-	-	-	-
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	+	+	+	+	-	+
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	+	+	+	+	+	+
Richesse spécifique totale	18	14	21	19	10	13

4-2. Diversité bêta

L'échantillonnage réalisé est de type qualitatif, ce qui signifie que seules des données binaires (présence/absence) sont disponibles. Le total d'espèces identifiées représente 60% du pool d'espèces présentes dans les milieux lentiques à l'échelle de la région (SFO 2002).

Les bassins ont été ensuite comparés entre eux avec l'indice de SØRENSEN (1948) en utilisant la matrice d'occurrence des espèces d'odonates. Ce coefficient mesure la similarité entre les compositions spécifiques des bassins deux à deux et peut se représenter sous la forme d'un dendrogramme (Figure III-13). Cet indice représente une mesure de la diversité β , à savoir une mesure de la variation de la diversité entre différentes unités spatiales (MAGURRAN 2004).

Les bassins se sont regroupés suivant trois ensembles :

- le bassin SAL isolé qui affiche la plus faible richesse spécifique
- un ensemble formé par les bassins MRA, GRA et MRC
- un ensemble formé des bassins ORA et MRB.

Cependant, à l'exception du bassin SAL, l'indice de similarité entre les différents bassins est élevé ce qui tend à indiquer que leur composition taxonomique est relativement proche.

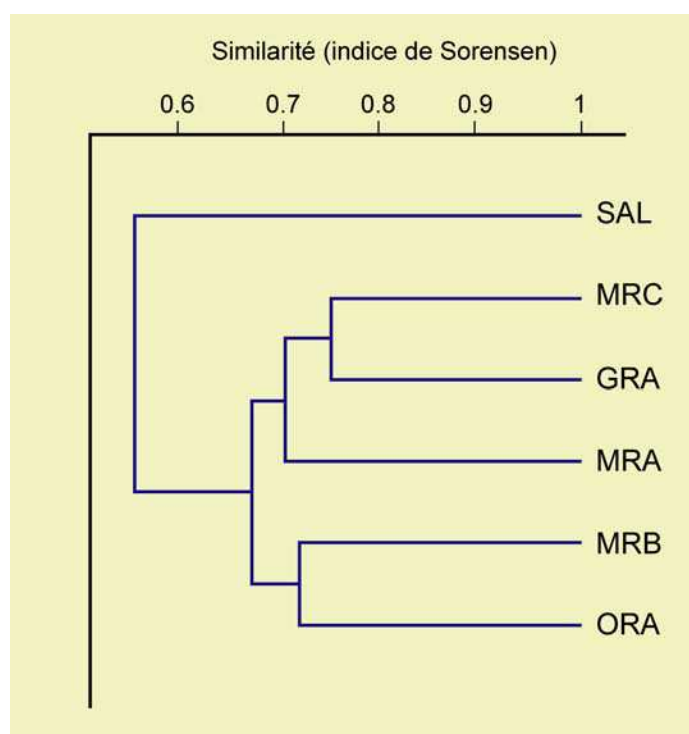


Fig. III-14. Regroupement des bassins suivant leur similarité (odonates) calculée avec l'indice de SØRENSEN.

4-3. Diversité gamma

Le concept de diversité γ fait référence aux différences de diversité enregistrées au travers du paysage, ce qui correspond dans notre étude à l'échelle de la région prospectée. Cette dernière correspond aux deux départements, le Vaucluse (3578 km²) et les Bouches-du-Rhône (5248 km²), dans lesquels se trouvent les bassins échantillonnés. Les données utilisées pour comparer la richesse des bassins à la richesse régionale sont issues de l'atlas préliminaire des odonates de France réalisé par la Société Française d'Odonatologie (SFO 2002).

A partir de ces données, nous avons développé un indice permettant d'estimer la fréquence relative d'une espèce à l'échelle régionale. Cet indice se présente sous la forme

$$Rf_i = ((n_i/N) \times 100)$$

Avec n_i correspondant au nombre de stations (telles qu'elles sont définies par la SFO avec $n = 1750$ pour les Bouches-du-Rhône et $n = 1069$ pour le Vaucluse) où l'espèce i est présente et N correspondant au nombre total de stations définies au niveau régional. Seules les espèces potentiellement présentes dans des milieux lenticques ont été conservées pour cette comparaison. Ces données de fréquence relative ainsi que celles issues de l'inventaire des bassins de pluie autoroutiers ont ensuite été classées de manière décroissante. Ce classement donne alors une image précise du peuplement odonatologique à l'échelle régionale ainsi qu'à celle des bassins autoroutiers (Tableau III-9).

Tab. III-9. Classement des espèces d'odonates suivant l'indice Rf_i dans la région d'étude et dans les bassins autoroutiers. Les espèces en grisé sont les espèces communes aux deux classements

Region (indice Rf_i)		Rang	Bassins autoroutiers (indice Rf_i)	
<i>I. elegans</i>	9.07	1	<i>I. elegans</i>	100
<i>O. cancellatum</i>	7.11	2	<i>C. erythraea</i>	100
<i>A. imperator</i>	5.50	3	<i>S. striolatum</i>	100
<i>C. erythraea</i>	5.07	4	<i>O. cancellatum</i>	83.33
<i>O. brunneum</i>	3.60	5	<i>A. imperator</i>	83.33
<i>A. parthenope</i>	3.43	6	<i>A. parthenope</i>	83.33
<i>C. lindenii</i>	3.37	7	<i>S. fonscolombi</i>	83.33
<i>S. fonscolombi</i>	3.14	8	<i>S. sanguineum</i>	83.33
<i>O. coerulescens</i>	3.06	9	<i>I. pumilio</i>	83.33
<i>C. mercuriale</i>	2.83	10	<i>E. viridulum</i>	83.33
<i>S. striolatum</i>	2.69	11	<i>O. brunneum</i>	66.67
<i>L. viridis</i>	2.61	12	<i>C. lindenii</i>	66.67
<i>C. puella</i>	2.15	13	<i>L. viridis</i>	66.67
<i>L. fulva</i>	2.07	14	<i>S. fusca</i>	66.67
<i>S. fusca</i>	1.90	15	<i>A. affinis</i>	66.67

Ce classement apporte deux types d'informations, à savoir (1) la représentativité d'une espèce dans les bassins autoroutiers par rapport au pool régional et (2) la fréquence relative d'une espèce au niveau des bassins. Ces valeurs ne sont en effet pas comparables directement entre elles au vu de la différence entre le nombre de stations échantillonnées (2817 pour la région et 6 pour les bassins). C'est la fréquence relative d'une espèce qui est à noter. Il apparaît par exemple qu' *Ischnura elegans* est présent dans presque 1 site sur 10 à l'échelle régionale et dans tous les sites au niveau des bassins.

Ce classement indique que la très grande majorité des espèces les plus fréquentes dans les bassins le sont également à l'échelle régionale. D'ailleurs, *I. elegans* est classé en première position dans les deux cas. Par contre, certaines espèces qui semblent plus fréquentes à l'échelle régionale, à savoir *O. coerulescens* (Fig. III-14a), *C. mercuriale* et *L. fulva* le sont beaucoup moins dans les bassins autoroutiers où elles n'ont été observées que dans un ou deux bassins. De même, certaines espèces semblent beaucoup plus fréquentes dans les bassins, à savoir *S. sanguineum* (fréquence régionale : 1.5%), *I. pumilio* (1.25%), *E. viridulum* (0.68%) (Fig. III-14b) et *A. affinis* (0.37%). Mais ces résultats sont à tempérer puisque les bassins autoroutiers ne sont représentés que par un faible échantillon (n = 6) comparé au nombre de stations à l'échelle régionale. Néanmoins, ils donnent une indication intéressante de l'attractivité exercée par ces milieux sur des odonates moins bien représentés à l'échelle régionale.

En ce qui concerne le cortège spécifique aux bassins autoroutiers, notre inventaire indique que certaines espèces apprécient particulièrement ces milieux (cas des dix premières espèces du classement). Il est d'ailleurs intéressant de noter que trois espèces (*I. elegans*, *C. erythraea* et *S. striolatum*) ont été observées dans tous les bassins prospectés. Ces espèces sont particulièrement ubiquistes, tolérantes à des milieux légèrement saumâtres et très largement distribuées en Europe (*I. elegans* et *S. striolatum*, ce dernier étant d'ailleurs le plus commun des *Sympetrum* trouvé en Europe) ou sur le pourtour Méditerranéen pour *C. erythraea* (ASKEW 2004).

Deux espèces, *O. coerulescens* et *C. mercuriale*, fréquentes à l'échelle de la région ne le sont pas dans les bassins étudiés. Or, D'AGUILAR et DOMMANGET (1998) précisent que celles-ci requièrent le même type d'habitat, à savoir, une fine couche d'eau accompagnée d'une importante couverture végétale, conditions présentes uniquement dans le bassin MRB. De plus, LUGLIA (com. pers.) a remarqué que *C. mercuriale* était souvent associé aux prêles (*Equisetum* sp.) dans le Vaucluse. Cette observation a été confirmée dans les bassins autoroutiers puisque ce zygoptère a effectivement été observé dans les deux bassins contenant des prêles (ORA et MRB).

Parmi les espèces semblant être plus fréquentes dans les bassins autoroutiers, il est intéressant de noter que deux sont des zygoptères, sous-ordre dont les espèces présentent de moins bonnes aptitudes à la dispersion que les libellules à vol plus puissant telles que les anisoptères. La présence d'*I. pumilio*, qui est très sensible à la compétition avec *I. elegans* (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 2002) pourrait être favorisée par la présence d'importantes couvertures de macrophytes dans lesquelles il pourrait facilement se cacher (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 2002). *E. viridulum*, quant à lui, pourrait être très favorisé par les importants herbiers de *Chara* et *Potamogeton* observés dans tous les bassins. ASKEW (2004) précise d'ailleurs que cette espèce a besoin d'une végétation flottante qui lui permet de se percher juste au-dessus de la surface de l'eau. De plus cette espèce a une larve très tolérante aux milieux légèrement saumâtres.



Fig. III-15. Exemple d'une espèce fréquente dans la région d'étude mais peu fréquente dans les bassins autoroutiers (a *Orthetrum coerulescens* dans MRB) et d'une espèce plus fréquente dans les bassins (b *Erythromma viridulum* dans ORA).

5. Les communautés d'amphibiens

5-1. Diversité alpha

Les prospections réalisées sur les six bassins autoroutiers (ORA, MRA, MRB, MRC, SAL et GRA) ont permis la découverte de cinq espèces (Tableau III-10 et Figure III-15). Ces dernières ont également toutes été découvertes à un stade larvaire, ce qui démontre leur reproduction dans ces bassins.

Tab. III-10. Liste des espèces d'Amphibiens identifiées dans les six bassins autoroutiers prospectés.

	Bassins de pluie autoroutiers					
	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
<i>Rana PRG (Perezi, Ridibunda, Grafi)</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	-	+	+	+	+	+
<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)	-	-	-	+	-	-
<i>Bufo calamita</i> (Laurenti, 1768)	-	-	-	+	-	-
<i>Triturus helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)	-	+	-	-	-	+
Richesse spécifique totale	1	3	2	4	2	3

Les espèces observées appartiennent majoritairement aux cortèges pionniers et/ou anthropiques tels que définis par DUGUET et MELKI (2003), à savoir des espèces capables de s'adapter à des milieux très variables ou perturbés (activités anthropiques, rejets pollués) et possédant un fort pouvoir de colonisation. Les observations réalisées sur les bassins autoroutiers révèlent la présence presque systématique de deux espèces, à savoir le complexe des grenouilles vertes (*Rana PRG*, suivant CROCHET *et al.* 2004) et la rainette méridionale (*H. meridionalis*). Par ailleurs, ces deux espèces sont décrites comme pouvant être largement commensales de l'homme (ACEMAV 2003). Si les trois autres espèces n'ont été observées que très ponctuellement, il est intéressant de noter que le pélodyte ponctué (*P. punctatus*) présente une population de grande taille (> 50 mâles chanteurs) et que l'une des deux populations de triton palmé (*T. helveticus*), est représentée par une majorité d'individus paedomorphes (cf. § 4.3).

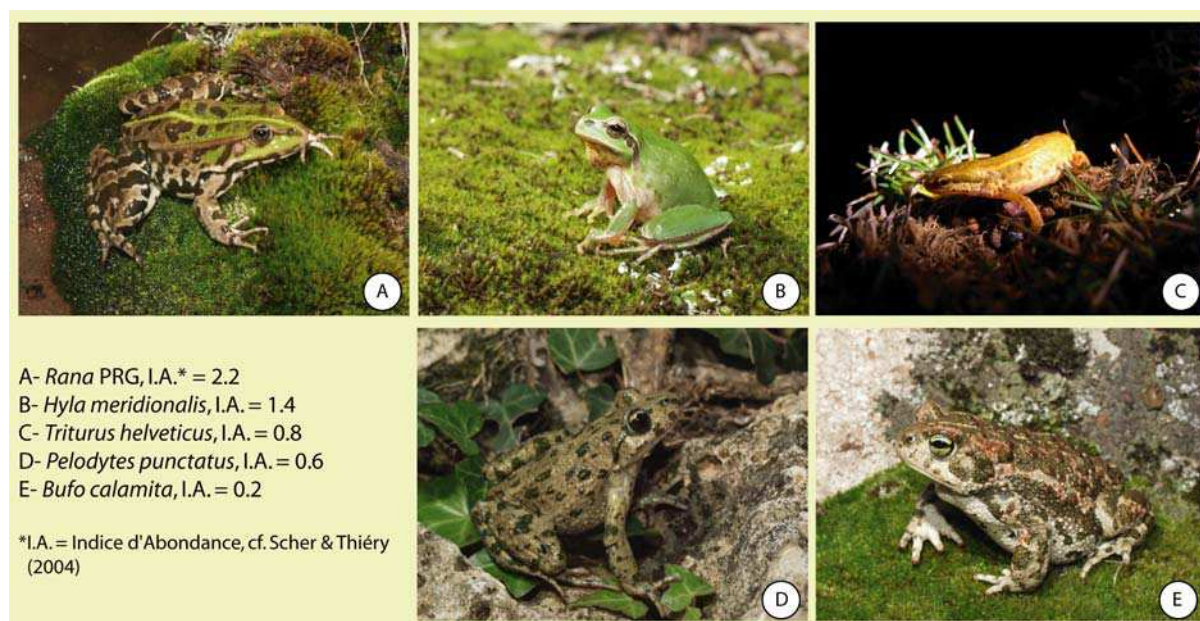


Fig. III-16. Photos des cinq espèces d'amphibiens identifiées dans les bassins avec leur indice d'abondance. Photos A, B, D et E, A. JOYEUX (REPTIL'VAR). Les échelles des photos sont différentes.

5-2. Diversité bêta

Les espèces identifiées représentent 46% des espèces potentiellement présentes dans la région d'étude (ACEMAV 2003, PEYRE *et al.* 2003). Néanmoins, hormis les espèces considérées comme très rares dans la région considérée ou présentes dans des habitats très spécifiques (*Pelobates cultripes*, *Salamandra salamandra*, *Triturus cristatus* et *Rana temporaria*), on peut s'interroger sur l'absence du crapaud commun, *Bufo bufo*, et de l'alyte accoucheur, *Alytes obstetricans* pourtant signalés non loin de la zone d'étude (Peyre *et al.* 2003). Certains facteurs tels que l'accessibilité aux bassins autoroutiers, l'absence de populations très proches ou la qualité du milieu d'accueil pourraient expliquer ces observations.

Les bassins ont été ensuite comparés entre eux avec un indice de SØRENSEN (1948) sur la base des données d'occurrence des espèces d'amphibiens (Figure III-16).

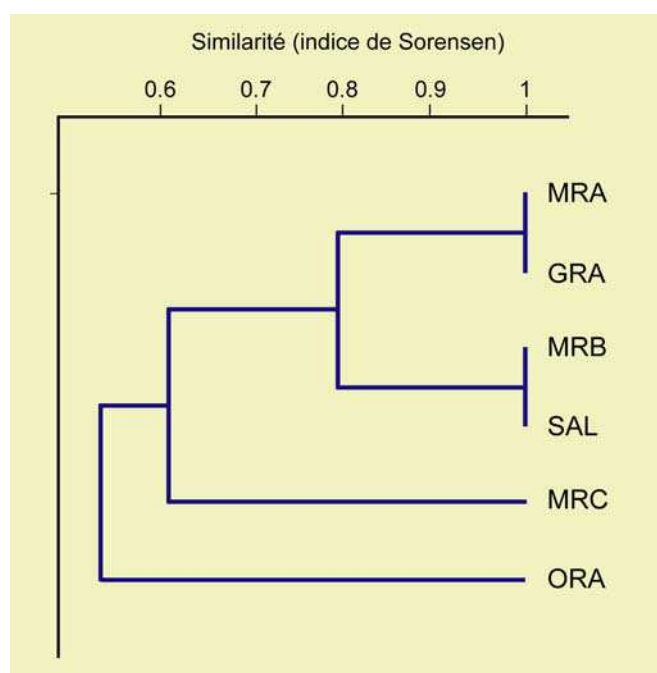


Fig. III-17. Regroupement des bassins suivant leur similarité (amphibiens) calculée avec l'indice de SØRENSEN.

Les bassins se regroupent en quatre ensemble avec :

- (1) ORA qui n'abrite qu'une seule espèce (*Rana PRG*), ceci pouvant être lié aux fortes densités de Gambusies (*Gambusia affinis*) et aux quelques individus de tortue de Floride (*Trachemys scripta*) observées dans le bassin.
- (2) MRC qui possède la richesse stationnelle la plus élevée avec 4 espèces. Ce bassin est particulièrement caractérisé par sa connectivité avec un espace dépourvu d'obstacles (tels que des routes, murs, ...).
- (3) MRB et SAL, ne possèdent que les deux espèces les plus fréquentes des bassins échantillonnés.
- (4) MRA et GRA, qui, outre ces deux espèces, abritent également des populations de tritons palmés.

La diversité gamma n'a pu être étudiée au vu du manque de données concernant la fréquence des amphibiens à l'échelle régionale. De plus, les facteurs pouvant expliquer la composition batrachologique observée dans les bassins autoroutiers seront examinés dans le chapitre suivant.

5-3. Une population de Tritons palmés paedomorphes

Au cours de l'inventaire des amphibiens, le bassin GRA a révélé la présence d'une importante population de tritons palmés (*Triturus helveticus*) paedomorphes. Ce phénomène n'a pas été constaté dans l'autre bassin bâché, MRA.

5-3-1. La pedomorphose, définition et occurrence dans le genre *Triturus*

Le modèle classique de développement d'un amphibien consiste en une phase larvaire aquatique qui se conclut par une métamorphose ; celle-ci est suivie d'un stade juvénile ou adulte plus ou moins terrestre (ROSENKILDE & PHAFF USSING 1996). La métamorphose est définie par DUELLMAN & TRUEB (1986) comme une série d'importantes modifications post-embryonnaires qui impliquent des transformations structurales, physiologiques, biochimiques et comportementales. Dans certaines populations d'amphibiens, elle peut être soit partielle soit occultée. Dans certains cas, en effet, un individu poursuit son développement et peut même se reproduire tout en conservant des caractères larvaires. C'est ce que GOULD (1977) définit sous le terme de paedomorphose, à savoir la rétention de caractères juvéniles chez un adulte sexuellement mature.

Chez les urodèles, quatre familles ont été décrites comme étant exclusivement paedomorphes : les *Cryptobranchidae*, les *Sirenidae*, les *Amphiumidae* et les *Proteidae*, représentés en Europe par le Protée anguillard *Proteus anguinus*, Laurenti 1768. Dans le genre *Triturus*, la paedomorphose est facultative et peut apparaître dans une population de façon ponctuelle et non systématique. Des individus ayant accompli une métamorphose complète (individus métamorphes) peuvent y côtoyer des individus paedomorphes. L'occurrence de ce phénomène dans le genre *Triturus* semble décroître dans l'ordre suivant : (1) triton alpestre (*T. alpestris*, LAURENTI 1768), (2) triton ponctué (*T. vulgaris*, LINNE 1758), (3) triton palmé (*T. helveticus*) et (4) triton crêté (*T. cristatus*, LAURENTI 1768 ; GRIFFITHS 1996).

5-3-2. Caractéristiques de la population

De nombreux individus de grande taille possédant des branchies ont été observés dès le début des prospections en mars 2002 (Figure III-17). Nous avons alors supposé qu'il pouvait s'agir de larves non métamorphosées de la saison précédente ayant hiverné dans le bassin. Or les juvéniles de tritons palmés ont une taille généralement comprise entre 30 et 40 mm (ARNOLD & OVENDEN 2002), ce qui n'était pas le cas des individus contrôlés (> 60 mm). Au cours du printemps, les individus males paedomorphes observés présentaient tous des caractères sexuels secondaires pendant la phase de reproduction à savoir :

- la présence d'une légère crête sur le dos, plus développée sur la queue présentant un filament noir à son extrémité.
- des pattes arrières palmées de couleur sombre (ARNOLD & OVENDEN 2002).

Quelques individus ont alors été prélevés puis gardés quelques semaines en vivarium, au laboratoire, afin de constater la présence de reproduction. Des dépôts d'œufs sur les plantes aquatiques ont été rapidement observés (Figure III-17). Les adultes ont été ensuite relâchés dans leur milieu d'origine et les œufs conservés jusqu'à leur éclosion. Les larves obtenues, toutes viables, ont également été relâchées sur le site de capture. Ceci atteste donc de la reproduction de ces tritons palmés sous leur forme paedomorphique.

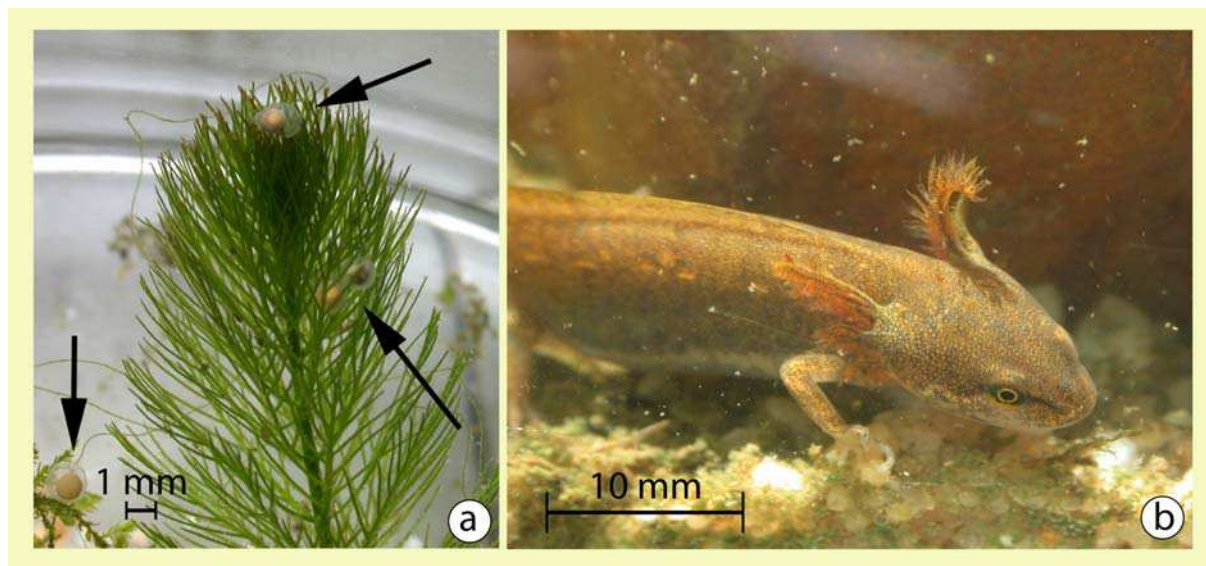


Fig. III-18. (a) Ponte de Triton palmé paedomorphe obtenue en aquarium, (b) Triton palmé paedomorphe avec ses branchies.

Une tentative d'évaluation de la taille de la population présente dans ce bassin de pluie autoroutier a alors été décidée au moyen d'une méthode de capture – marquage – recapture (NICHOLS 1992, BEGON & TOWNSEND 1998). Au cours de deux soirées de printemps, à deux semaines d'intervalle, les tritons ont été recherchés dans le bassin avec un effort correspondant à 30 minutes de prospection. Tous les individus capturés au cours de la première soirée (12/03/03) ont été légèrement endormis (MS 222, Novartis), mesurés puis marqués par ablation d'une phalange de la patte arrière gauche (HEYER *et al.* 1994).

Au total, 42 individus ont subi cette manipulation. La session de recapture a été menée 15 jours plus tard, le 27/03/03, avec le même effort de prospection. Au total, 67 individus ont été capturés mais aucune recapture n'a pu être obtenue. Ceci peut laisser supposer que la taille de cette population est importante ou que l'effort de capture n'a pas été suffisant. Parmi les tritons capturés, environ 10 % étaient des adultes métamorphes. Des échanges semblent donc exister entre la population paedomorphe inféodée au site et des populations ou individus présents autour du bassin. De nombreux juvénile ayant accompli leur métamorphose, ont d'ailleurs pu être observés à l'automne quittant le bassin autoroutier.

Les données démographiques et biométriques sont résumées dans le tableau III-10. On constate un sex-ratio biaisé très nettement en faveur des femelles quelle que soit la cession de capture. La taille moyenne des individus paedomorphes du bassin de Grans correspond à celles qui ont été données dans la bibliographie pour des populations de même type (DESPAX 1920, DODD & CALLAN 1955, VAN GELDER 1973, GABRION 1976). Nous constatons en particulier une taille significativement plus importante ($p < 0,05$, Mann-Whitney U-test) des femelles ($67,3 \pm 5,02$ mm) par rapport aux males ($61,1 \pm 3,68$ mm).

Tab. III-11. Données démographiques et biométriques de la population paedomorphique de Tritons palmés du bassin GRA

Données démographiques		
	Rapport Métamorphes/Paedomorphes	Rapport Males/Femelles
Session de capture n°1	10.53	8.57
Session de capture n°2	9.84	24.49
Données biométriques		
	males (n=15)	femelles (n=45)
Moyenne de la longueur museau- anus (mm) ± EC	32.97 ± 2.41	35.98 ± 3.60
Moyenne de la longueur totale (mm) ± EC	61.1 ± 3.68	67.33 ± 5.02

5-3-3. Quelques hypothèses ...

Les populations de tritons paedomorphes sont souvent observées dans des milieux aquatiques plutôt stables (eau permanente) entourés par des milieux terrestres défavorables aux adultes (DUELLMAN & TRUEB 1986, GRIFFITHS 1996). La plupart des résultats expérimentaux montrent d'ailleurs que (i) une eau permanente, une faible densité d'individus ainsi qu'une quantité élevée de nourriture pouvaient conduire à la paedomorphose tandis que (ii) l'assèchement du milieu, des densités élevées d'individus ainsi que des conditions de jeûne conduisaient plutôt à la métamorphose (KALEZIC 1996, DENOËL 2003).

Ce n'est cependant pas une règle stricte puisque des populations de Tritons alpestres paedomorphes ont été observées en Italie (GRIFFITHS 1996) et dans les Alpes françaises (DENOËL, 2003) dans des milieux aquatiques temporaires. DENOËL (2003) a d'ailleurs démontré que des individus paedomorphes de Tritons alpestres pouvaient résister à la dessiccation de leur habitat et même se déplacer à travers un milieu terrestre pour rejoindre un habitat plus favorable sans perdre leurs caractères paedomorphes (*i.e.*, sans perte de leurs branchies).

Les tritons adoptant la stratégie « paedomorphe » vont ainsi pouvoir éviter de dépenser de l'énergie pour accomplir leur métamorphose ou bien pour coloniser un milieu terrestre hostile, particulièrement quand les conditions de vie aquatiques apparaissent comme étant plus favorables aux tritons. C'est le modèle que WHITEMAN (1994) a décrit comme « l'avantage aux paedomorphes ».

La population découverte dans le bassin de pluie autoroutier GRA s'est développée dans un habitat dont une grande partie reste en eau même au plus fort de l'été (ASF, *comm. pers.*). De plus, ce bassin est situé dans une matrice paysagère relativement contraignante pour les déplacements terrestres des amphibiens (présence de routes à grande circulation).

Une contrainte supplémentaire est liée au recouvrement du bassin par une bâche noire en PEHD aux pentes très inclinées (environ 110°) ; ceci entraîne

- une température très élevée sur la partie non immergée de la bâche au cours de la journée.
- un accès difficile au bassin du à la forte inclinaison de la pente ainsi qu'au revêtement synthétique lisse utilisé.

Néanmoins, des échanges avec d'autres populations restent possibles puisque des individus métamorphes ont également été observés dans et autour du bassin, mais leur provenance n'a pu être déterminée. Une grande dalle en béton, peu inclinée (environ 35°), située au nord-ouest du bassin constitue en outre un accès privilégié pour ces individus.

Le compartiment aquatique est particulièrement peu minéralisé et de très faibles traces de substances exogènes (e.g., ETM, herbicides et hydrocarbures) y ont été identifiées. Or, la faible conductivité de l'eau, et plus particulièrement le rapport des cations : $K^+ / [Ca^{2+} + Mg^{2+}]$, semblent jouer un rôle dans l'apparition de la paedomorphose (GABRION *et al.* 1978). En revanche, la concentration moyenne de l'ion potassium (K^+) dans le bassin étudié ne représente que 6 % de la concentration globale en cations alors que GABRION (1978) avait régulièrement découvert des individus paedomorphes dans des eaux où K^+ pouvait représenter 35 à 40 % de la concentration globale en cations.

La dernière hypothèse pouvant expliquer la présence de ces individus paedomorphes dans ce bassin de pluie autoroutier est liée à l'aire de répartition du Triton palmé en France. En effet, le bassin GRA se situe en limite méridionale de l'aire de répartition de cette espèce qui est d'ailleurs notée comme rare en Provence (ACEMAV 2003, MIAUD & MURATET 2004). Ce dernier ne trouve donc pas les conditions les plus favorables à sa présence en Provence, à savoir des milieux de plaines (généralement inférieurs à 500m) avec un couvert végétal important à proximité de sa zone de reproduction (ARNOLD & OVENDEN 2002, ACEMAV 2003).

6. Végétaux aquatiques

Si cette étude est centrée sur les communautés animales, les sorties sur le terrain ont également permis de réaliser un inventaire qualitatif des végétaux aquatiques présents dans les bassins sélectionnés. Leur rôle est essentiel dans les mares puisqu'ils offrent de nombreux supports et abris à la faune et interviennent dans les cycles bio-géochimiques (DODDS 2002). Néanmoins seuls les macrophytes ont été identifiés. Le résultat de cet inventaire est présenté dans le tableau III-11.

Tab. III-12. Liste des végétaux identifiées dans les cinq bassins autoroutiers prospectés. La fréquence relative de chaque espèce dans l'ensemble des bassins est précisée. Les characées n'ont pas été identifiées dans le bassin MRB. Les identifications ont été faites à différentes périodes de l'année.

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA	Fréquence
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	+	+		+			0.6
<i>Chara globularis</i> Thuill.				+		+	0.4
<i>Chara intermedia</i> Braun.	+						0.2
<i>Chara vulgaris</i> L.	+	+		+		+	0.8
<i>Iris pseudacorus</i> L.	+						0.2
<i>Juncus glaucus</i> Sibth.	+		+				0.3
<i>Lemna minor</i> L.	+						0.2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.				+			0.2
<i>Phragmites communis</i> Trin. ex Steud.	+		+				0.3
<i>Potamogeton crispus</i> L.	+						0.2
<i>Potamogeton natans</i> Thunb.				+			0.2
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.			+	+		+	0.5
<i>Ranunculus aquaticus</i> Neck.		+					0.2
<i>Scirpus holoschoenus</i> L.	+			+			0.4
<i>Scirpus lacustris</i> L.	+		+	+			0.5
<i>Typha angustifolia</i> L.	+	+	+	+	+		0.8
<i>Typha latifolia</i> L.	+		+	+	+		0.7
<i>Richesse spécifique</i>	12	4	6	10	2	3	

L'observation des données permet de séparer très nettement les bassins en deux groupes suivant leur richesse spécifique en macrophytes avec d'un côté les bassins pouvant être considérés comme « riches » soit ORA et MRC (11 ± 1.41 espèces) et d'un autre côté les bassins pouvant être considérés comme « pauvres » représentés par MRA, MRC et SAL (3 ± 1 espèces). Cette différence est directement liée au type de substrat (ANOVA, $F = 57.6$; $p < 0.01$), les bassins les moins riches étant ceux qui sont bâchés.

Néanmoins, ces résultats concernant le type de substrat doivent être nuancés puisque si, dans le cas de MRA et plus particulièrement de GRA, la faible épaisseur de sédiment sur la bâche va fortement réduire l'installation d'hélophytes, ce n'est pas le cas de SAL qui possède une épaisse couverture de sédiments. Dans ce bassin, ce sont plutôt les concentrations élevées en sel qui vont à priori avoir un effet négatif sur l'installation des macrophytes.

De plus, à l'exception de SAL, d'importants herbiers à *Chara* ont été observés dans les bassins. Or, il est admis que ces derniers, en plus d'être des colonisateurs rapides, ont un effet positif sur la transparence de l'eau comparés aux autres macrophytes (VAN DONK & VAN DE BUND 2002). Ils ont d'ailleurs été utilisés dans des lacs hollandais afin de stabiliser la turbidité de l'eau après une réduction des apports en nutriments (VAN DEN BERG 1999).

7. Conclusions

La construction de nombreux bassins le long des autoroutes a entraîné la mise en place de micro-zones humides largement colonisées par une grande variété d'espèces végétales et animales (Tab. III-12). Si la communauté des invertébrés aquatiques se distingue par un faible nombre de taxa (50 ± 7) dont la majorité est partagée par tous les bassins, il est intéressant de noter que ces bassins ne sont pas forcément dominés par les mêmes taxa mais par contre, qu'un même taxon est souvent dominant tout au long de l'année dans un même bassin. De plus, bien que la même tendance soit observée pour le peuplement zooplanctonique, ce dernier se distingue par sa richesse spécifique puisque près de 43% des cladocères observés ne l'ont été qu'à une seule reprise, ce qui présente un intérêt en terme de biodiversité.

Au niveau des macroinvertébrés, nous observons une nette dominance de certains taxa sur les communautés. L'éphémère *Cloeön dipterum* est par exemple surabondant dans les bassins bâchés ce qui traduit peut être une importante productivité primaire dans ces sites. De la même façon, de fortes abondances de l'oligochète *Chaetogaster* sont enregistrées dans les bassins à substrat naturel à partir du mois de décembre, ce qui pourrait être lié à une augmentation de ses proies (protozoaires en particulier) consécutive à une modification des conditions du milieu. L'examen de la composition des communautés indique tout de même que les taxa présents sont majoritairement eurytopes et banals et que ces habitats sont loin de d'égaler la richesse des mares temporaires classiquement rencontrées en zone méditerranéenne (BOIX *et al.* 2001, GRILLAS *et al.* 2004).

Un grand nombre d'espèces d'odonates (29) ont été observées au cours du suivi temporel, ce qui est très largement supérieur aux 16 espèces notées auparavant dans les 20 bassins suivis en Haute-Normandie et Ile de France par QUILLET (1998) et SAJALOLI (2004). De plus, presque toutes les espèces ont affiché un comportement reproducteur, ce qui souligne l'utilisation réelle de ces milieux construits par la faune odonatologique.

En ce qui concerne, les amphibiens, deux résultats importants sont à noter ; (1) les espèces observées sont majoritairement des espèces opportunistes, à caractère pionnier, capables de s'adapter à des milieux très variables ou perturbés et (2) certaines populations présentent une taille importante (*P. punctatus* et *T. helveticus*) ce qui souligne également le rôle que jouent les bassins autoroutiers pour la reproduction de certaines espèces d'amphibiens. La comparaison de la richesse spécifique observée lors de cette étude avec ce qui avait été constaté dans les bassins suivis en Haute-Normandie, confirme que ce sont vraisemblablement des espèces très opportunistes qui s'intéressent aux bassins autoroutiers (*Rana* PRG et *Hyla* en particulier).

Ce chapitre a permis de mettre en lumière qu'une biodiversité intéressante, parfois surprenante s'était développée dans des milieux à première vue peu avenants et surtout construits pour répondre à des exigences techniques (collecte et traitement des eaux de ruissellement de chaussée, écrêtage des crues). Si un certain nombre d'organismes vivent et se développent dans ces bassins artificiels, nous pouvons nous demander pourquoi ils s'y maintiennent et quels sont les facteurs qui agissent, de façon positive ou négative, sur leur présence. Du fait de leur fonctionnement, les bassins de pluie autoroutiers peuvent potentiellement perturber les communautés biologiques qui s'y sont installées. Ces facteurs seront explorés dans le chapitre suivant.

Tab. III-12. Tableau récapitulatif des principales caractéristiques biotiques des bassins étudiés.

Bassins prospectés									
	ORA (A7)	MRA (A7)	MRB (A7)	MRC (A7)	SAL (A54)	GRA (A54)	Total Taxa		
<i>Bâche PEHD (présence 1 ou absence 0)</i>	0	1	0	0	1	1	~~		
Végétaux									
Helophytes (nb d'espèces)	8	3	5	2	2	0	9		
Hydrophytes (nb d'espèces)	4	1	2	5	0	3	8		
Macroinvertébrés (nb de taxa)	44	40	~~	41	34	30	62		
Zooplankton (nb de taxa)	10	13	~~	16	12	9	20		
Nombre de taxa uniques* avec invertébrés/zooplankton	4/1	1/2	~~	2/3	3/0	2/0	12/6		
Invertébrés									
Oligochètes (nb de taxa)	4	2	~~	4	4	3	5		
Mollusques (nb de genres)	8	3	~~	3	6	4	10		
Hétéroptères (nb de genres)	4	6	~~	6	3	5	7		
Coléoptères (nb de genres)	8	10	~~	8	1	0	12		
Diptères (nb de taxa)	12	12	~~	13	13	10	16		
Odonates (nb d'espèces)	18	14	21	19	10	13	29		
Vertébrés									
Amphibiens (nb d'espèces)	1	3	2	4	2	3	5		
Poissons (présence 1 ou absence 0)	1	0	0	0	0	0	~~		
Tortue de Floride (présence 1 ou absence 0)	1	0	1	0	0	0	~~		

* Taxa présents uniquement dans le bassin spécifié

ARTICLES CONCERNANT LE CHAPITRE III

ANNEXE B

Assessment of the road pollution impact on the spatiotemporal dynamics of invertebrate communities found in motorway stormwater retention ponds.

Olivier SCHER¹, Régis CEREGRINO² & Alain THIERY¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier, UMR C5576, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse cedex 4, France

Manuscrit en préparation

ANNEXE C

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

Olivier SCHER & Alain THIERY

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, Case 18, 13331 Marseille, France. E-mail address : olivier.scher@netcourrier.com

Publié dans *Hydrobiologia* (2005) 551 : 237 – 251

ANNEXE D

Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France

Olivier SCHER & Alain THIERY

Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

Publié dans *Bulletin de la Société Herpétologique de France* (2004) 111-112 : 25 – 36

ANNEXE E

Découverte d'une importante population de Tritons palmés *Triturus helveticus* Razoumowsky, 1789 paedomorphes dans un bassin de pluie autoroutier du sud de la France.

Olivier SCHER

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille. olivier.scher@netcourrier.com

Soumis à *Faune de Provence*

Déterminisme de la Biodiversité locale

« Yet, although roads are commonly identified as important correlates or indicators of loss of ecological health, the specific mechanisms by which biota are affected are often complicated or uncertain. »

STEPHEN C. TROMBULAK & CHRISTOPHER A. FRISSELL
Conservation Biology (2000) 14(1) : 18 – 30

« A major unresolved issue associated with stormwater treatment ponds is whether they pose toxicological threats to wildlife and thus require regular maintenance to reduce this hazard . »

N.K. KAROUNA-RENIER & D.W. SPARLING
Environmental Pollution (2001) 112 : 183 – 192

1. Introduction

L'étude de la contamination des bassins par l'activité routière (chapitre II) et de la biodiversité (chapitre III) ont révélé :

- La présence d'une pollution très hétérogène dans l'espace et le temps, principalement caractérisée par une contamination des sédiments par les hydrocarbures, le cuivre et le zinc ainsi que par la présence plus ou moins régulière d'herbicides dans la colonne d'eau.
- L'utilisation avérée des bassins autoroutiers par une faune diversifiée d'invertébrés et de vertébrés. Nous avons en particulier noté la présence d'une richesse odonatologique relativement élevée.

Or, l'examen de la littérature disponible sur les impacts écologiques des polluants engendrés par l'utilisation et l'entretien des autoroutes nous indique que ce sujet a été relativement peu étudié (FORMAN *et al.* 2003). Les effets des pollutions autoroutières sont manifestes pour certaines espèces des communautés végétales des bordures routières, et certaines réponses physiologiques sont bien documentées (VIARD *et al.* 2004). En outre des processus de bioaccumulation, d'échec de la reproduction sont avérés pour certains organismes animaux des milieux lenticques adjacents aux routes (BISHOP *et al.* 2000a,b; KAROUNA-RENIER & SPARLING 2001). Cependant, aucun de ces effets n'est intégré à l'échelle de la communauté et les conséquences de ces perturbations en terme de structure des peuplements est largement méconnu (TROMBULAK & FRISSELL 2000). Néanmoins, la majorité de ces études témoignent de la difficulté d'évaluation de la toxicité potentielle des polluants en regard des communautés animales installées

2. Objectifs

L'objectif principal de ce chapitre est d'évaluer les réponses des communautés aquatiques à la pollution d'origine routière. Ces réponses peuvent être soit directes, se traduisant par exemple par la disparition des espèces sensibles, par des modifications de la richesse ou de la structure, soit indirectes et mettant en jeu les processus de compétition et de prédation (CLEMENTS & NEWMAN 2002). Nous avons choisi d'étudier plus particulièrement les effets de cette pollution sur la composition, la richesse et la structure des communautés benthiques et zooplanctoniques. En fonction des résultats de cette première approche, nous chercherons à déterminer si d'autres facteurs permettent d'expliquer la structure des communautés échantillonnées.

Les suivis réalisés sur les communautés d'odonates et d'amphibiens (de type qualitatif) ne permettent pas de réaliser le même type d'approche. Ce sont donc des variables intrinsèques à chaque site qui ont été testées (surface, richesse macrophytique, distance à la mare la plus proche,...). Pour les amphibiens, nous avons également cherché à connaître l'incidence de la qualité de l'eau des bassins sur le développement des larves *in vivo*. Une approche génotoxique (test micronoyau et test des comètes) a été développée pour répondre à cette question.

Les prospections sur le terrain ont également permis de constater la nidification de la gallinule poule d'eau dans presque tous les bassins. Or les oiseaux, et plus particulièrement leurs œufs, sont utilisés comme bioindicateurs de la contamination de l'environnement. Nous avons donc eu l'opportunité de mesurer les concentrations de métaux et d'hydrocarbures dans quelques œufs prélevés dans les bassins afin d'estimer l'incidence de cette pollution sur les oiseaux se reproduisant dans les bassins.

Le besoin d'un outil biologique de mesure de la qualité des bassins nécessite le développement d'une méthode standardisée d'échantillonnage. Une méthode, testée dans un seul bassin, est présentée et les résultats discutés.

3. Pollution chimique et structure des communautés animales

3-1. Invertébrés aquatiques

3-1-1. Un effet sur la composition taxonomique ?

Nous avons vu au chapitre III (méthode SOM) que les cinq bassins étudiés possédaient une composition taxonomique qui leur était propre. L'analyse conduite sur les données chimiques (chapitre II) a ensuite permis de déterminer cinq « pôles chimiques » caractéristiques de différents types de perturbations (salinité, herbicides et hydrocarbures, métaux et opposition substrats bâchés/non bâchés).

Les clusters faunistiques (A – E) et chimiques (1 – 5) étant définis par les échantillons les composant (1 – 74), il est alors possible de réaliser une analyse de similarité (ici JACCARD) entre les deux cartes de KOHONEN (figure IV-1).

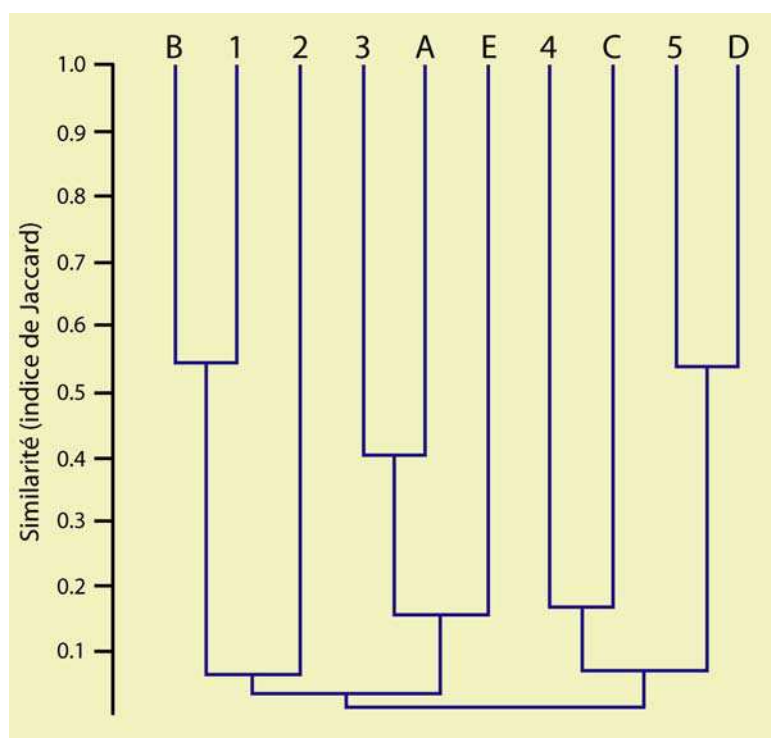


Fig. IV-1. Regroupement des clusters faunistiques (A-E) et chimiques (1-5) obtenus par l'analyse SOM, suivant leur similarité (indice de JACCARD).

La valeur de l'indice de similarité de JACCARD est faible dans la majorité des cas, indiquant que la relation entre les clusters faunistiques et chimiques n'est pas significative. Cependant, les clusters B – 1 ($S_j = 0.54$) et D – 5 ($S_j = 0.53$) présentent une relation plus forte. En ce qui concerne la relation entre le cluster 1 (défini comme marqueur de conductivité élevée, liée principalement aux teneurs en sel) et le cluster B ; nous pouvons expliquer cette relation par la présence prépondérante des échantillons issus du bassin SAL dans 1 (81 %) et dans B (71,5 %). De plus, les autres échantillons présents dans le cluster B ne sont pas particulièrement caractérisés par une conductivité élevée.

Pour ce qui est de la relation entre le cluster 5 (défini comme le marqueur du substrat artificiel) et le cluster D ; nous retrouvons effectivement uniquement des échantillons issus de bassins à substrat artificiel (MRA et GRA) dans ce cluster.

Ces résultats semblent indiquer que les variations de la qualité chimique de la colonne d'eau des bassins au cours du temps n'ont pas d'influence sur la composition taxonomique de ces derniers au cours de la même période.

3-1-2. Un effet sur la richesse ?

Afin de répondre à cette question, nous avons testé la relation entre le nombre total de taxa S (cumul des échantillons et par bassin et par date) et la qualité chimique du milieu. Les variables chimiques utilisées pour définir cette qualité ont été relevées dans chaque bassin lors de chaque session de terrain et sont :

- la conductivité électrique.
- la concentration en glyphosate.
- la concentration totale en herbicides autres que le glyphosate et l'AMPA.
- la concentration en hydrocarbures.
- la concentration totale en métaux dissous.

Toutes ces mesures ont été effectuées dans la colonne d'eau. La variable AMPA n'a pas été retenue car c'est un produit de dégradation du glyphosate et que ces deux mesures sont fortement corrélées. Ces variables seront nommées « variables chimiques » dans la suite du manuscrit.

Ces données ont été ensuite transformées (logarithme (Log_{10}) et sinus hyperbolique ($\sinh$) quand les données comportent un grand nombre de zéro) afin de répondre aux exigences de normalité (FOWLER et al. 2003). Une régression linéaire ascendante pas à pas a été utilisée pour tester la relation entre richesse et qualité chimique.

Cette analyse révèle que seule la variable conductivité électrique est un paramètre explicatif de la richesse observée ($F_{1, 71} = 11.703$; $p = 0.001$ et $R^2_{aj} = 0.129$). Cette relation a été améliorée en supprimant les points les plus atypiques, à savoir les données hivernales du bassin SAL ($F_{1, 68} = 23.631$; $p < 0.0001$ et $R^2_{aj} = 0.247$; Figure IV-2). Ces points correspondent en effet à des concentrations en chlorures extrêmes (proches de 1 g.L^{-1}) très différentes de ce qui est observé dans les autres bassins.

L'augmentation de la conductivité électrique dans les bassins se traduit par une baisse de la richesse. En outre, la variable conductivité explique près de 25 % de la variance de la richesse spécifique.

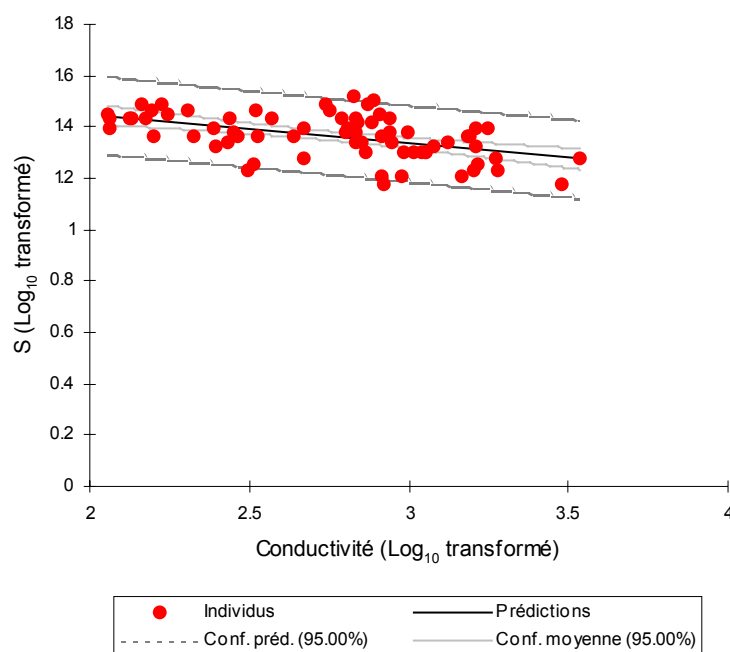


Fig. IV-2. Droite de régression de la richesse spécifique en fonction de la conductivité.

3-1-3. Un effet sur la diversité ?

Nous avons vu au chapitre III que la structure, *i.e.* l'abondance relative des taxa les uns par rapport aux autres, des communautés d'invertébrés et du zooplancton variait au cours du temps de façon significative dans chacun des bassins.

Afin d'évaluer l'impact de la pollution mesurée dans les bassins sur la structure des communautés, nous utiliserons les pentes des droites de régressions obtenues lors de l'ajustement des données rang/abondance au modèle de MOTOMURA (cf. § III – 2-3) à la fois pour la communauté des invertébrés benthiques et pour celle du zooplancton.

Nous avons cherché à connaître quelles étaient, parmi les variables « pollution chimique », celles qui permettaient de prédire au mieux les variations de la structure des communautés d'invertébrés (pentes des droites de régression). Une régression linéaire ascendante pas à pas a été employée.

Dans le cas des invertébrés benthiques, un effet de la conductivité sur la diversité est mis en évidence ($F_{1, 71} = 28.533$; $p < 0.0001$ et $R^2_{aj} = 0.277$; figure IV-3).

Par contre, aucun effet des variables chimiques testées n'est constaté dans le cas de la communauté zooplanctonique.

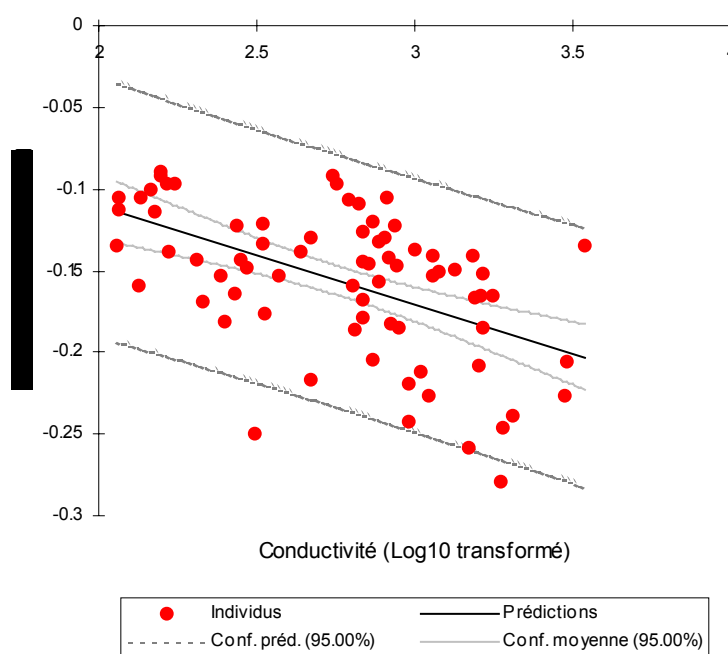


Fig. IV-3. Droite de régression de la valeur de la pente de régression des diagrammes rang/abondance de MOTOMURA calculée pour les invertébrés en fonction de la conductivité.

La conductivité joue donc un rôle dans la structuration des communautés benthiques qui peut se traduire par la disparition ou par une diminution de l'abondance des taxa les plus halophobes.

La diversité peut également être modélisée au moyen d'indices intégrateurs tels que l'indice de SHANNON. Ces indices, très populaires et très largement utilisés dans les années 1960 et 1970, sont aujourd'hui fortement critiqués car ils combinent des informations (richesse et équirépartition) qui nécessitent d'être interprétées de façon indépendante (BLONDEL 1995, MAGURRAN 2004). Ces indices, issus des théories de l'information tendent en outre à accentuer la composante « richesse » de la diversité (MAGURRAN 2004). Une meilleure représentation de l'hétérogénéité d'une communauté est obtenue avec des indices

pondérés par les abondances des espèces les plus communes. Ceux-ci peuvent être classés dans la catégories des indices de dominance. Il s'agit en particulier de l'indice D de SIMPSON (1949) ainsi que de l'indice d de BERGER-PARKER (1970). L'indice de SIMPSON donne en particulier la probabilité que deux individus tirés au hasard dans une communauté infiniment grande appartiennent à la même espèce. Il est en outre peu sensible à la richesse de la communauté. L'indice de BERGER-PARKER est quant à lui une simple mesure de la dominance. Il est en outre particulièrement adapté à des grandes communautés ($S > 100$). Nous intéressant plus spécifiquement à l'hétérogénéité des communautés, nous avons choisi d'utiliser l'indice de SIMPSON.

$$\text{SIMPSON : } D = \Sigma ([n_i(n_i-1)] / [N(N-1)])$$

$$\text{BERGER-PARKER : } d = N_{\max} / N$$

n_i = nombre d'individus de l'espèce i , N = nombre total d'individus et $N_{\max}$ = nombre total d'individus de l'espèce la plus abondante.

L'indice de SIMPSON (D) a été calculé pour chaque échantillon (74 au total) en séparant les invertébrés benthiques et le zooplancton. Le nombre total d'individus (Ind) par échantillon a également été ajouté comme variable à expliquer. Ces deux variables ont ensuite été modélisées à l'aide de régressions linéaires pas à pas ascendantes en utilisant les variables explicatives « pollution chimique ».

Cette analyse n'est significative que pour la communauté des invertébrés benthiques : variable (Ind) avec un effet négatif de la conductivité ($F_{1,71} = 11.687$; $p = 0.001$ et $R^2_{aj} = 0.129$). Cependant, la conductivité n'explique que 13 % de la variance du nombre total d'individus. L'indice de diversité de SIMPSON, quant à lui, ne semble pas évoluer avec les variations de la qualité chimique de l'eau.

3-1-4. Sédiments contaminés et structure des communautés

L'impact de la contamination des sédiments sur les groupes faunistiques a été testé à l'aide d'une régression linéaire multiple ascendante pas à pas. Les variables à modéliser sont les groupes taxonomiques susceptibles de se nourrir ou vivre dans les sédiments. Seuls les groupes dont l'abondance est supérieure à 1 % de l'abondance totale des échantillons ont été conservés pour les analyses. Les échantillons ont ensuite été regroupés et moyennés suivant les dates de prélèvements de sédiments ($n = 5$ pour chaque bassin). Les groupes finalement retenus pour l'analyse ont été les oligochètes, les gastéropodes, les bivalves, les crustacés, les éphéméroptères, les diptères et les chironomes pour la communauté benthique ainsi que *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus aduncus*, *Alona rectangula*, *Ceriodaphnia reticulata*, les ostracodes et les copépodes cyclopoïdes pour la communauté zooplanctonique. Les données faunistiques et chimiques ont été préalablement transformées (Log_{10}).

Les résultats de ces analyses suggèrent que les variations de la qualité chimique des sédiments au cours du cycle d'étude (concentrations d'hydrocarbures totaux, de zinc, de cuivre, de plomb et de cadmium) n'ont pas d'effet sur les variations d'abondance des communautés d'invertébrés liées au sédiment.

3-1-5. Conclusions

Cette série d'analyses nous démontre que la pollution chimique mesurée dans les bassins de pluie autoroutiers étudiés ne semble pas avoir d'impact direct sur la composition ou la structure des communautés benthiques et zooplanctoniques. Seule la conductivité électrique paraît jouer un rôle dans la structuration des communautés benthiques. Dans les bassins autoroutiers, l'augmentation de la conductivité électrique, qui traduit un accroissement de la minéralisation globale de l'eau, est directement liée à la présence accrue de chlorure de sodium dans le milieu. Or, le sel est connu pour être un facteur de stress pour les organismes (terrestres et aquatiques) perturbant les régulations osmotiques de ces derniers (NOVOTNY *et al.* 1999, BROCK *et al.* 2005). En outre, NIELSEN *et al.* (2003) ont démontré que des changements dans les communautés zooplanctoniques et des plantes aquatiques commençaient à être enregistrés à des concentrations de sel comprises entre 300 et 1 000 mg.L⁻¹ alors que des effets plus marqués ne s'observaient qu'à partir de 1 000 mg.L⁻¹. Ils concluent que l'augmentation de la salinité conduit à un accroissement du stress sur les banques de graines et d'œufs ainsi qu'une baisse de la richesse spécifique et de l'abondance, à la fois pour les plantes aquatiques et pour le zooplancton. De plus ils ont enregistré une baisse significative du nombre et de l'abondance des taxa à des concentrations de sel comprises entre 1 000 et 5 000 mg.L⁻¹.

Or, les concentrations moyennes annuelles de sel (NaCl) mesurées dans les bassins autoroutiers de notre étude sont inférieures à 100 mg.L⁻¹ avec des pics hivernaux atteignant 200 mg.L⁻¹. Le bassin le plus perturbé, SAL, affiche quant à lui, une concentration moyenne de 300 mg.L⁻¹ avec un maximum de 800 mg.L⁻¹, une valeur considérée comme significativement stressante par NIELSEN *et al.* (2003). Ce paramètre, directement lié à l'entretien de l'autoroute puisqu'il correspond au salage hivernal des chaussées, se révèle donc être le principal facteur de perturbation des communautés animales des bassins de pluie autoroutiers étudiés.

Cependant, nous avons vu que la conductivité n'expliquait que 25 % de la variance de la richesse des communautés d'invertébrés. D'autres facteurs agissent par conséquent sur la structuration de ces assemblages. Il est donc nécessaire de préciser l'effet des facteurs abiotiques spatiaux (bassin d'échantillonnage et présence d'une bâche) et temporels (date de prélèvement et saison) sur la structure des communautés d'invertébrés aquatiques.

3-2. Odonates et amphibiens

Les odonates adultes et les amphibiens ont été inventoriés de manière qualitative dans six bassins, à savoir ORA, MRA, MRB, MRC, SAL et GRA (cf. chapitre III). Les données recueillies ne permettent donc pas de relier directement les variations chimiques de l'eau à la présence/absence ou aux variations d'abondance de ces groupes. Néanmoins, connaissant les caractéristiques chimiques des différents bassins et la composition odonatologique et batrachologique spécifiques de chacun d'entre eux, il est possible de calculer des matrices de similarité entre bassins basées sur ces données.

Pour la chimie, les variables « pollution chimiques » ont été utilisées dans les analyses. La moyenne de chacune de ces variables a été calculée pour chaque bassin. Nous avons ensuite calculé une matrice de similarité basée sur l'indice de corrélation de PEARSON (Tableau IV-1). La relation significative observée entre ORA et MRA pourrait s'expliquer par une similarité dans les dates de présence de glyphosate et d'hydrocarbures dans la colonne d'eau (été principalement).

Tab. IV-1. Matrice de corrélation de Pearson calculée entre les 6 bassins autoroutiers sur la base des moyennes de chaque variable chimique (conductivité, glyphosate, autres herbicides, hydrocarbures totaux et ETM dans la colonne d'eau).

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
ORA	1.000	0.986	0.327	0.941	0.954	-0.685
MRA	0.986	1.000	0.372	0.944	0.938	-0.582
MRB	0.327	0.372	1.000	0.080	0.542	0.064
MRC	0.941	0.944	0.080	1.000	0.800	-0.562
SAL	0.954	0.938	0.542	0.800	1.000	-0.692
GRA	-0.685	-0.582	0.064	-0.562	-0.692	1.000

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil $\alpha=0.010$ (test bilatéral)

Nous avons également calculé des matrices de similarité sur les données de présence/absence des odonates et amphibiens avec l'indice de SØRENSEN (Tableau IV-2). En ce qui concerne les odonates, seules les espèces ayant présenté un comportement reproducteur (i.e. copulation, ponte) ou ayant été identifiées à l'état larvaire ont été incluses dans l'analyse.

Tab. IV-2. Matrices de similarité (indice de SØRENSEN) calculée entre les 6 bassins autoroutiers sur la base de leur composition odonatologique et batrachologique.

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
ORA	1.000	0.667	0.743	0.667	0.519	0.733
MRA	0.667	1.000	0.710	0.690	0.609	0.769
MRB	0.743	0.710	1.000	0.647	0.571	0.645
MRC	0.667	0.690	0.647	1.000	0.615	0.828
SAL	0.519	0.609	0.571	0.615	1.000	0.609
GRA	0.733	0.769	0.645	0.828	0.609	1.000

MATRICE DE SIMILARITE ODONATES

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
ORA	1.000	0.500	0.667	0.400	0.667	0.500
MRA	0.500	1.000	0.800	0.571	0.800	1.000
MRB	0.667	0.800	1.000	0.667	1.000	0.800
MRC	0.400	0.571	0.667	1.000	0.667	0.571
SAL	0.667	0.800	1.000	0.667	1.000	0.800
GRA	0.500	1.000	0.800	0.571	0.800	1.000

MATRICE DE SIMILARITE AMPHIBIENS

Nous avons ensuite réalisé un test de MANTEL entre la matrice « pollution » et les deux matrices faunistiques afin de tester leur corrélation. Nous cherchons en effet à savoir si des bassins possédant des caractéristiques chimiques similaires vont également montrer une richesse odonatologique et/ou batrachologique similaires. La valeur de p est déterminée à partir de 100 000 permutations entre les lignes et les colonnes.

Si ce test est non significatif dans le cas des amphibiens ($r_{(A,B)} = -0.238$; $p = 0.724$), il est par contre significatif dans le cas des odonates ($r_{(A,B)} = -0.53$; $p = 0.022$). Afin de préciser cette relation, deux autres matrices de similarités ont été calculées. La première basée sur les données de présence/absence des zygoptères, l'autre sur celles des anisoptères. Ces deux sous-ordres permettent de séparer d'un côté les anisoptères, qualifiés d'excellents voiliers et présentant un vol actif leur permettant de disperser sur de grandes distances, et de l'autre les zygoptères, libellules au vol moins puissant et aux déplacements plus passifs (D'AGUILAR & DOMMANGET 1998).

Ces données ont été ensuite soumises à un test de MANTEL afin de tester leur corrélation avec la matrice « variables pollution ». Le test est non significatif, que ce soit pour les zygoptères ($r_{(A,B)} = -0.376$; $p = 0.078$) ou pour les anisoptères ($r_{(A,B)} = -0.402$; $p = 0.080$).

Ces analyses ont été conduites à partir de jeux de données réduits puisque seul un suivi qualitatif des communautés d'odonates et d'amphibiens a été réalisé. Néanmoins, elles permettent de préciser qu'un impact potentiel de la qualité chimique du milieu est à noter sur la présence des odonates. Toutefois, cette relation ne semble pertinente que lorsque l'on s'intéresse à l'ensemble de la communauté des odonates, à savoir à la fois aux zygoptères et aux anisoptères. Ceci révèle l'existence d'un effet global de la qualité chimique du milieu sur les odonates, effet qui n'est pas spécifique aux exigences écologiques de l'un de ces deux sous-ordres. Cette relation entre qualité chimique de l'eau et richesse odonatologique mériterait néanmoins d'être approfondie, en prenant en particulier en compte le succès reproducteur des espèces observées.

3-3. Approche génotoxique : cas des amphibiens

3-3-1. Introduction

Nous venons de voir qu'il ne semblait pas exister de relation claire entre la qualité chimique de l'eau et la richesse en amphibiens des bassins. Cependant, de part leur cycle de développement biphasique (vie larvaire aquatique et vie adulte plus ou moins terrestre) et leurs caractéristiques biologiques (vie à l'interface eau/air, respiration tégumentaire), les batraciens sont souvent considérés comme très sensibles à la pollution (BRIDGES 1999, BRIDGES *et al.* 2002, SEMLITSCH 2003). De plus, de nombreux auteurs ont constaté un déclin des amphibiens sur la planète et ses causes sont abondamment discutées (SEMLITSCH 2003). Néanmoins, il ne semble pas que les populations méditerranéennes suivent cette tendance (CROCHET *et al.* 2004).

En raison de leur objectif de fonctionnement (capture des pollutions chroniques et accidentelles), les bassins de pluie autoroutiers représentent potentiellement une menace envers les amphibiens qui les ont colonisés. Si nous ne pouvons pas constater un effet de la pollution sur la présence ou l'absence de certaines espèces, nous pouvons néanmoins chercher à déterminer sa génotoxicité. Ce terme peut être défini comme la toxicité génétique d'un élément, mesurée par les atteintes de ce dernier au matériel héréditaire d'un organisme.

3-3-2. Test micronoyau et test des comètes

Deux tests permettant de révéler des effets génotoxiques ont particulièrement montré leur efficacité chez les amphibiens (JAYLET *et al.* 1986, GAUTHIER 1996, CLEMENTS *et al.* 1997, RALPH & PETRAS 1998, MOUCHET 2002, GAUTHIER & FERRIER 2004) à savoir (Figure IV-4) :

- (1) le test micronoyau pleurodèle ou test JAYLET.
- (2) le test des comètes.

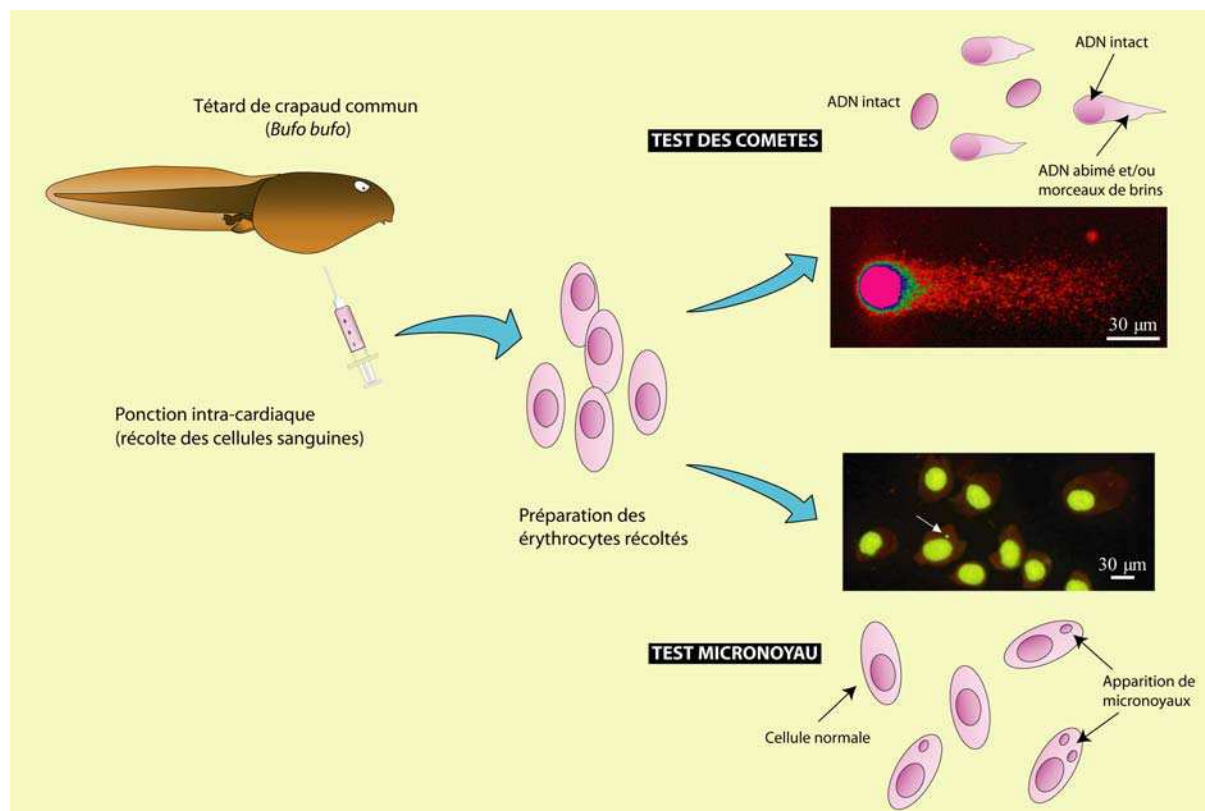


Fig. IV-4. Représentation schématique du protocole de prélèvement et de préparation des érythrocytes d'un amphibien (ici le Crapaud commun *Bufo bufo*) afin de les soumettre à un test des comètes (en haut) et au test micronoyau (en bas).

Dans le cas du test micronoyau amphibiens, les dommages génétiques subis par les larves (fragmentation des chromosomes et/ou dysfonctionnement de l'équipement mitotique) se matérialisent sous la forme de petits noyaux qui apparaissent dans les globules rouges ou érythrocytes (MOUCHET *et al.* 2005). Cette technique a fait l'objet d'une norme AFNOR (T90-325, 1992). En outre, ce test permet de détecter des dommages à l'ADN sur de longues périodes d'exposition (de l'ordre du jour).

Le test des comètes, quant à lui, permet de mesurer les cassures induites directement par un agent génotoxique, indirectement lors des processus enzymatiques de réparation des dommages et enfin lors de processus secondaires de fragmentation de l'ADN. C'est un test d'électrophorèse sur gel d'agarose. Après électrophorèse, les noyaux dont l'ADN a subi des cassures prennent une forme de comète et les noyaux dont l'ADN n'est pas endommagé restent ronds. L'avantage de ce test est qu'il est rapide, sensible et qu'il ne nécessite pas beaucoup de cellules. De plus ce test permet de détecter les dommages précoces de l'ADN (de l'ordre de l'heure). Pour les détails méthodologique, consulter RALPH & PETRAS (1998).

Les modèles biologiques amphibiens utilisés pour le développement et la validation de ces méthodes ont été le pleurodèle de Wai (Pleurodeles waltl MICHAELLES 1830), l'axolotl (*Ambystoma mexicanum* SHAW 1789) et le xénope commun (*Xenopus laevis* DAUDIN 1802 ; ZOLL-MOREUX & FERRIER 1999). Aucune de ces espèces n'est présente à l'état sauvage en France à l'exception de *Xenopus laevis*, relâché accidentellement dans les Deux-Sèvres et le Maine-et-Loire au début des années 1990 (ACEMAV 2003, MIAUD & MURATET 2004).

3-3-3. Application aux bassins de pluie autoroutiers

A la différence de très nombreuses autres études, nous avons décidé d'utiliser des espèces d'amphibiens indigènes, à savoir le crapaud commun *Bufo bufo* et le crapaud calamite *Bufo calamita* pour tester l'impact génotoxique des eaux des bassins de pluie autoroutiers. En effet, seules de rares études privilégiant l'utilisation d'espèces indigènes sont à noter : *Rana nigromaculata* (HALLOWELL 1861) et *Rana limnocharis* (GRAVENHORST 1829) en Asie (FENG *et al.* 2004), *Rana clamitans* (LATREILLE 1801) et *Bufo americanus* (HOLBROOK 1836) au Canada (RALPH & PETRAS 1998) et *Rana catesbeiana* (SHAW 1802) en Argentine (CAMPANA *et al.* 2003).

De plus, l'évaluation de la qualité d'un effluent se déroule dans la très grande majorité des cas en laboratoire, en conditions contrôlées (CLEMENTS *et al.* 1997, RALPH & PETRAS 1998, CAMPANA *et al.* 2003, FENG *et al.* 2004, GAUTHIER & FERRIER 2004, MOUCHET *et al.* 2005) alors que le comportement de substances polluantes peut être très différent en conditions naturelles comme par exemple des phénomènes de synergie, d'inhibition, ou l'action des U.V. De la même manière que RALPH & PETRAS (1998) nous avons donc décidé d'exposer les têtards des espèces à tester dans des cages déposées dans les bassins autoroutiers (figure IV-5).



Fig. IV-5. Photo des cages utilisées pour l'exposition *in situ* des têtards aux conditions rencontrées dans les bassins de pluie autoroutiers.

METHODOLOGIE : Avant de mettre en place le test *in situ*, une mise au point méthodologique a été effectuée. La sensibilité à un même polluant peut en effet être très variable d'une espèce à l'autre (CAMPANA *et al.* 2003). La substance génotoxique utilisée pour évaluer la sensibilité de l'espèce cible est le Benzo(a)pyrène ou B(a)P. Cet hydrocarbure aromatique polycyclique est fréquemment utilisé comme contrôle positif dans le test des comètes. De plus, certains composés de cette même famille sont potentiellement présents dans les bassins autoroutiers (LEGRET 2001). Le B(a)P n'est génotoxique qu'après métabolisation. Aussi, avons-nous réalisé des essais à différentes concentrations et pour différents temps d'exposition en laboratoire. Les têtards de *Bufo bufo* ont été exposés à des concentrations de 0,1 et 1 mg.L⁻¹ de B(a)P sur une période de 1 à 24 heures. Au total, 24 têtards ont été exposés à chaque gamme de concentration et 4 têtards tirés au sort pour le contrôle et les 5 durées d'exposition à tester.

Nous n'avons pas observé de réponse significative à 0,1 mg.L⁻¹ de B(a)P. En revanche, pour une concentration de 1 mg/l, il apparaît que le maximum de cassures est généré après 9h d'exposition (Fig. IV-6). Le nombre de cassures diminue ensuite du fait de la réparation de l'ADN. Cependant, un des principaux problèmes rencontrés dans la mise en place de cette expérience a été la récolte d'érythrocytes par ponction intra-cardiaque. La petite taille des têtards de *Bufo bufo* (environ 20 mm) ne permettant pas un prélèvement aisé. Des têtards de plus grande taille, tels que ceux de *Rana ridibunda* ou *Pelodytes punctatus* seraient certainement plus appropriés pour ce genre d'étude.

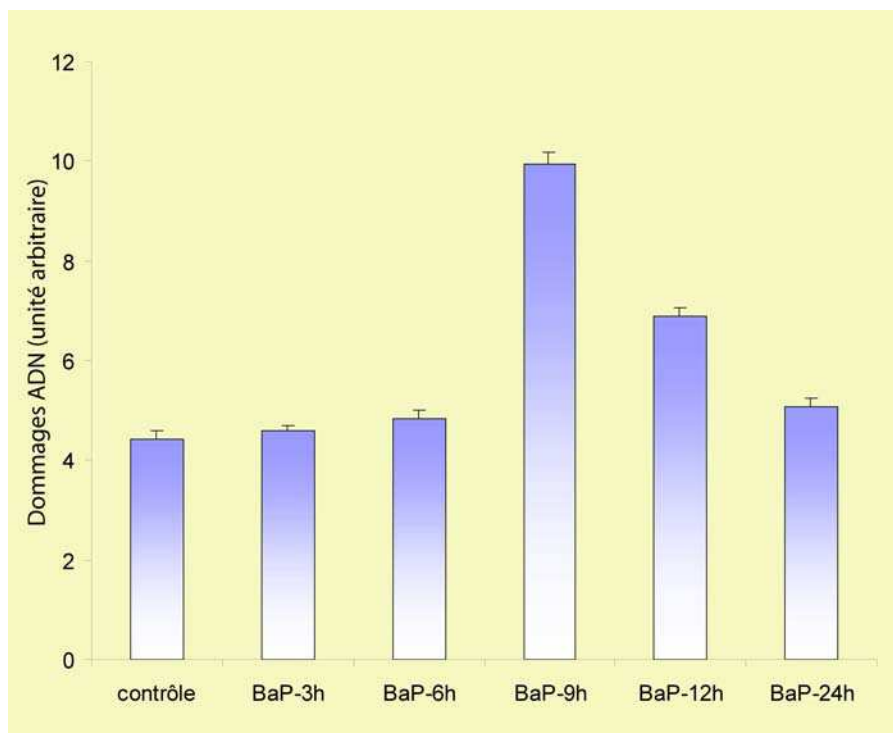


Fig. IV-6. Quantification des dommages à l'ADN par le test des comètes sur modèle amphibien (*Bufo bufo*). Les dommages à l'ADN sont quantifiés par un logiciel d'analyse d'image à partir du pourcentage d'ADN présent dans la queue de la comète ainsi que sa longueur. 100 mesures sont réalisées par individu.

Parallèlement aux manipulations réalisées en laboratoire, un essai de maintien des têtards dans le milieu récepteur a été conduit. Les cages utilisées sont des flacons rectangulaires en PVC d'une contenance de 2 litres. Les deux plus grandes faces ont été percées (7 x 16 cm) puis recouvertes d'un filet composé de mailles de 1 mm. Dans chaque cage ont été disposés 20 têtards. Les cages sont préparées au laboratoire, et transportées dans un bac contenant l'eau du milieu d'origine des têtards. Deux cages ont été installées dans chacun des bassins. Les flacons sont maintenus à la verticale en les lestant avec quelques cailloux et des plantes aquatiques issues du bassin y sont ajoutées.

Le temps nécessaire à la mise au point des tests de sensibilité au Benzo(a)pyrène des deux espèces utilisées (*B. bufo* et *B. calamita*) n'a pas permis de tester cette manipulation sur le terrain comme cela a été prévu. Néanmoins, les cages testées *in situ* ont montré leur efficacité puisque les têtards se sont développés normalement à l'intérieur. De plus, le système utilisé, équipé d'un bouchon vissé, permet d'extraire aisément les individus nécessaires aux tests.

Une seule étude s'est pour l'instant penchée sur l'impact génotoxique d'effluents routiers sur les amphibiens. GAUTHIER & FERRIER (2004) ont en effet travaillé sur des effluents autoroutiers de l'A9 (site de Florensac) et ont observé des résultats très mitigés quant à un impact génotoxique de ces derniers. Leur modèle expérimental est la larve de pleurodèle (*Pleurodeles waltl*), un amphibien urodèle de grande taille (15 – 30 cm) présent dans le sud-ouest de l'Europe, *i.e.* Portugal et Espagne (ARNOLD & OVENDEN 2002). Leurs

résultats indiquent (i) que les larves élevées pendant six jours dans des eaux de ruissellement de chaussées plus ou moins diluées n'ont pas présenté d'atteintes liées à un effet toxique de l'eau et que (ii) les tests de génotoxicité réalisés sur les cellules sanguines de larves exposées pendant 12 jours ont montré un caractère génotoxique très ponctuel de l'eau de ruissellement. Cependant, leur étude a été réalisée en laboratoire en soumettant des eaux issues du lessivage des chaussées autoroutières à leur modèle amphibien.

Si cette approche présente effectivement un intérêt il serait néanmoins pertinent de connaître la toxicité réelle du milieu sur des populations d'amphibiens indigènes. Ceci permettrait de définir le risque encouru par ces populations pour leur survie à long terme dans les ouvrages techniques autoroutiers. L'utilisation de cages à têtards placées dans des milieux à tester permettrait certainement de répondre à cette question.

3-4. Quel risque pour les oiseaux nicheurs des bassins de pluie autoroutiers ? Cas de la gallinule poule-d'eau (*Gallinula chloropus* Linnaeus 1758)

Les bassins de pluie, urbains ou routiers, présentent une certaine attractivité pour les oiseaux. Ainsi, BISHOP *et al.* (2000a) ont observé, au Canada, près de 71 espèces au cours du suivi de 15 bassins d'orage (de 0.2 à 1.5 ha) entre le printemps et l'automne 1997. En ce qui concerne notre étude, seules quelques espèces d'oiseaux ont été observées dont les principales sont le canard colvert (*Anas platyrhynchos* LINNAEUS 1758), le grèbe castagneux (*Tachybaptus ruficollis* PALLAS 1764), la mouette rieuse (*Larus ridibundus* LINNAEUS 1766), le héron cendré (*Ardea cinerea* LINNAEUS 1758) et la gallinule poule-d'eau.

Parmi ces espèces, la gallinule poule-d'eau présente la particularité de nicher dans presque tous les bassins prospectés (seulement absente de GRA). Ceci n'est pas très étonnant puisque cet oiseau territorial, qui se nourrit d'invertébrés aquatiques, de graines et de végétaux, est capable d'occuper presque toutes les pièces d'eau douce, même de petite taille, du moment que la végétation est assez dense pour lui permettre de se cacher (GEROUDET 1978, FORMAN & BRAIN 2004). De plus, cette dernière, qui pond entre 6 à 10 œufs dans un nid caché dans la végétation, peut enchaîner jusqu'à trois nichées dans l'année (Fig. IV-7).

En outre, de part leur position en haut des chaînes trophiques, les oiseaux d'eau prédateurs peuvent être de bioindicateurs des changements environnementaux (BERNY *et al.* 2002). De plus, leurs œufs montrent de nombreux avantages en terme de suivi des polluants (LEBEDEV *et al.* 1998) :

- Ils ont une composition constante.
- Leur prélèvement est aisé et nécessite peu de temps.
- Les substances polluantes mesurées dans les œufs sont le reflet de l'accumulation correspondant aux quelques jours précédant la ponte.
- Ils peuvent également contenir des résidus persistants issus des dépôts graisseux de la mère.

Nous avons donc décidé de réaliser une analyse préliminaire du taux de contamination de 3 œufs de gallinule issus d'une ponte trouvée dans le bassin SAL en avril 2002. Cette espèce présente en effet l'avantage de se reproduire dans les bassins ainsi que de s'y nourrir, ce qui permettrait de l'utiliser comme traceur de la contamination d'origine routière. D'autant plus que la production des œufs nécessite un apport important de protéines, ce qui pousse la femelle à accroître son alimentation avant la ponte (BEAUMONT *et al.* 1994). Métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn), HAP (hydrocarbures aromatiques) et PCB (Polychlorobiphényles) ont donc été recherchés et analysés par le laboratoire départemental d'analyses de la Drôme (LDA 26). Les 3 œufs récoltés n'ont pas été analysés séparément mais mélangés avant les tests. Les résultats de ces analyses sont présentés dans le tableau IV-3.

Tab. IV-3. Résultat des analyses de métaux lourds, HAP et PCB dans les œufs de Gallinule poule-d'eau prélevés dans le bassin SAL. Seuls les résultats positifs sont présentés pour les HAP et PCB.

	Paramètre physicochimique	Méthode	Concentration en mg.kg ⁻¹ de poids frais	Seuil de détectabilité
Métaux	Cadmium	NF EN ISO 11885	< 0.01	0.01
	Cuivre	NF EN ISO 11885	0.69	0.2
	Plomb	NF EN ISO 11885	< 0.02	0.02
	Zinc	NF EN ISO 11885	7.30	0.2
PCB	P-PCB118	NF EN ISO 6468	0.02	0.01
	P-PCB138	NF EN ISO 6468	0.04	0.01
	P-PCB153	NF EN ISO 6468	0.05	0.01
	P-PCB180	NF EN ISO 6468	0.03	0.01
	Equivalent Aroclor 1260	NF EN ISO 6468	1.34	~~



Fig. IV-7. Exemple de nids et de pontes de Gallinule poule-d'eau *Gallinula chloropus* trouvés au cours du suivi des bassins de pluie autoroutiers. A = ORA, B = SAL et C = MRA.

Les résultats de ces analyses sont à mettre en relation avec ce que nous avons constaté dans les sédiments (chapitre II). Au niveau des métaux, nous observons en effet une contamination des œufs par le cuivre et le zinc et pas par le cadmium ou le plomb.

Pour ce qui concerne les contaminants organiques et chlorés, seuls quelques familles de PCB ont été détectées, à des valeurs proches du seuil de quantification. Il est particulièrement étonnant qu'aucun HAP n'ait été décelé au vu des concentrations d'hydrocarbures totaux relevées dans les sédiments du bassin SAL ($333 \pm 150.42 \text{ mg.kg}^{-1}$; chapitre II).

A notre connaissance, la seule étude concernant la contamination d'œufs d'oiseaux par des métaux lourds dans des bassins d'orage est celle de SPARLING *et al.* (2004). Ces derniers se sont en effet intéressés à la contamination de 13 bassins d'orage âgés de 3 à 5 ans (4 situés en zone commerciale, 4 en zone résidentielle, 4 en bordure d'autoroute et enfin 1 témoin naturel) par les métaux traces (Cr, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn). Ils ont ensuite analysés les concentrations de ces métaux chez un oiseau, le carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus* LINNAEUS 1766), commun dans les zones humides américaines (YASUKAWA & SEARCY 1995). Ces analyses ont concerné les invertébrés entrant dans l'alimentation de cette espèce, ainsi que des jeunes de 8 jours (prélèvements dans le foie, le cerveau et analyse globale dans le reste des tissus). Les concentrations de métaux mesurées dans les sédiments de ces bassins sont très largement inférieures à ce que nous avons observé dans les bassins de notre étude. Par contre, cuivre et zinc y sont largement dominants ce qui rejoint nos résultats. Ces deux éléments sont fortement bioconcentrés par les invertébrés aquatiques (facteur de concentration de 178 à 657 % pour Cu et de 160 à 420 % pour Zn par rapport au sédiment) et se retrouvent naturellement chez les poussins du carouge à épaulettes. Cependant, aucune différence significative n'a été relevée entre tous les bassins en ce qui concerne les concentrations de ces métaux, ce que les auteurs attribuent au jeune âge des mares. Néanmoins, ces derniers ont mis en évidence une corrélation négative entre les concentrations de zinc dans les sédiments et l'ensemble des paramètres de reproduction du carouge (nombre d'œufs, succès reproducteur, jeunes à l'envol).

Cependant, la sensibilité aux métaux peut être espèce-spécifique et des analyses pratiquées dans les œufs ne donneront pas forcément les résultats attendus. C'est ce qu'ont constaté par exemple GOUTNER *et al.* (2001a) chez plusieurs espèces d'oiseaux coloniaux aquatiques en Grèce.

De nombreuses études ont mis en évidence la présence de HAP et de PCB dans les œufs d'oiseaux sauvages avec des concentrations très variables d'une espèce à l'autre. Cependant, pour les oiseaux aquatiques, tous suggèrent une contamination privilégiée au travers de la consommation d'invertébrés (BISHOP *et al.* 1995, LEBEDEV *et al.* 1998, AURIGI *et al.* 2000, GOUTNER *et al.* 2001b, BERNY *et al.* 2002). En ce qui concerne nos résultats, seules 4 familles de PCB ont été détectées. Les polychlorobiphényles ou PCB sont des composés organiques de synthèse, majoritairement chimiquement inertes et stables, qui ont été utilisés, par exemple, comme additifs pour les huiles des équipements électriques. Cependant cette stabilité devient un problème quand ils sont émis dans l'environnement car ils sont extrêmement rémanents et toxiques (IOMC 1999). Ces éléments circulent entre la femelle et ses œufs au travers des lipides, en quantité variable en fonction des espèces (AURIGI *et al.* 2000). Si les concentrations mesurées sont plus faibles que ce qui est constaté dans la littérature, les familles de PCB détectées sont celles que l'on observe communément dans les œufs d'oiseaux, reflétant une contamination de « fond » de l'environnement par ces molécules (BERNY *et al.* 2002).

Ces résultats préliminaires indiquent que la gallinule poule-d'eau accumule du zinc dans ces œufs ainsi que des PCB dont les familles sont caractéristiques d'une contamination globale de l'environnement. Le risque posé par le zinc sur la reproduction est à prendre en compte puisque cet élément semble avoir une action négative sur le succès reproducteur quand il est présent à des doses élevées, ce qui a été démontré dans quelques bassins de pluie autoroutier du sud de la France (SCHER & THIÉRY 2004a, 2005). Néanmoins, les taux de zinc entraînant une perturbation de la reproduction restent encore à déterminer. Cependant, de part sa large répartition, son régime omnivore et son comportement territorial, la gallinule pourrait être utilisée pour réaliser des comparaisons intra-bassins dans différents sites et servir de modèle à des expérimentations visant à tester l'impact du zinc sur son succès reproducteur.

4. D'autres facteurs explicatifs ?

4-1. Invertébrés aquatiques

Si la qualité chimique du milieu ne semble pas expliquer de façon significative la richesse et la diversité des invertébrés observés dans les bassins de pluie autoroutiers, nous pouvons alors nous demander quels autres facteurs pourraient l'expliquer. Les données récoltées nous permettent en particulier de tester les effets spatiaux et temporels. En revanche, nous n'avons pas examiné les facteurs inter-spécifiques potentiellement explicatifs tels que la compétition, la prédation ou le parasitisme.

Les données (à savoir les pentes des droites de régressions obtenues lors de l'ajustement des données rang/abondance au modèle de MOTOMURA (cf. § III – 2-3) ainsi que les variables *S*, *Ind* et indice de SIMPSON) ont été explorées au moyen d'analyses de variance. Des effets spatiaux (bassin d'origine –BASSIN– et présence ou non d'une bache –BACHE–) et temporels (date de prélèvement –DATE– et saison –SAISON–) ont été testés. Dans le cas de résultats significatifs, des comparaisons multiples sur les variables qualitatives ont été réalisées grâce au test HSD (Honestly Significant Difference) de TUKEY (NACORDA & YAP 1997). Le test HSD de TUKEY permet en effet de séparer les groupes significativement différents.

4-1-1. Tests sur les pentes de régression

Cette analyse fait apparaître un effet important de la variable BASSIN sur la structure des communautés d'invertébrés benthiques et zooplanctoniques. Le bassin dans lequel se trouvent les invertébrés explique en effet 36.1 % (pente invertébrés) et 35.8 % (pente zooplancton) de la variance des deux variables à expliquer. Dans le cas de la variable « pente invertébrés » le test HSD de TUKEY ($p < 0.01$) permet de séparer le bassin SAL de tous les autres. Ce bassin se caractérise en particulier par une structure très déséquilibrée (dominée par un taxa) tout le long de l'année. Par contre, pour la variable « pente zooplancton », le test HSD de TUKEY ne permet pas une séparation nette des bassins. Seuls les bassins MRC et SAL apparaissent comme étant les plus différents ($p < 0.01$). Tous les autres effets sont non significatifs.

En plus d'un effet du bassin sur la composition taxonomique (cf. chapitre III), nous constatons une forte influence de ce dernier sur la structure des communautés. Ceci vient donc confirmer l'existence d'effets micro-stationnels.

4-1-2. Tests sur les indices de richesse et de diversité

Les résultats des ANOVA sont présentés dans le tableau IV-4. L'effet BASSIN est le plus significatif sur les variations des variables *S* et *Ind*, à la fois pour la communauté des invertébrés benthiques et zooplanctoniques. Le test HSD de TUKEY sépare en particulier SAL des autres bassins dans le cas des invertébrés benthiques pour ce qui concerne la richesse spécifique. Ce bassin possède en effet la richesse spécifique moyenne ($\pm$ écart-type) la plus faible ($S = 12 \pm 4.16$ taxa). Dans le cas de la communauté zooplanctonique, la différence de richesse spécifique est particulièrement marquée entre les bassins MRA/MRC ($S = 8.41 \pm 1.69$ taxa), plus riches, et le reste des bassins ($S = 5.45 \pm 1.75$ taxa ; TUKEY HSD, $p < 0.01$).

Un effet de la variable SAISON sur les variations de l'indice de SIMPSON est également observé dans la communauté benthique. Le test HSD de TUKEY permet en outre d'isoler la saison 4 (décembre à février) des autres saisons. Cette saison est particulièrement marquée par une augmentation de l'indice de SIMPSON, traduisant l'augmentation de la dominance de certains taxa. Cette période est caractérisée par l'augmentation de la conductivité dans les bassins suite aux salages hivernaux. Cet effet de la salinité rejoint donc les constatations précédentes. De plus, l'examen de l'abondance

relative des taxa au cours de cette période révèle une forte dominance de l'oligochète *Chaetogaster* dans les bassins naturels alors que *Cloeon dipterum* reste dominant dans les bassins bâchés. Cet oligochète profite donc peut être d'une dégradation des conditions du milieu conduisant à un accroissement de sa source de nourriture.

Nous avons également cherché à voir si une relation existait entre la richesse totale en invertébrés aquatiques par bassin et la superficie de ces derniers. Un test de corrélation de SPEARMAN a été employé. Le résultat est non significatif ($r_s = 0.70$, $p = 0.188$).

Comme nous l'avons vu (cf. Chapitre II), la pollution des bassins autoroutiers peut être qualifiée d'hétérogène à la fois dans le temps (présence ponctuelle de contaminants) et dans l'espace (grande variabilité entre les bassins et certainement à l'intérieur de chacun d'entre eux). Cette caractéristique peut conduire à des phénomènes dynamiques de recolonisation liés à la libération régulière de niches dans un milieu soumis à des contraintes de nature aléatoire. La relation aire/espèce ne serait donc pas vérifiée en raison de l'existence de processus écologiques se déroulant à une échelle micro-locale liés au caractère stressant du milieu.

Tab. IV-4. Synthèse des résultats des ANOVA testant l'effet de la DATE de prélèvement, du BASSIN, de la présence d'une BACHE et de la SAISON sur la richesse spécifique S, le nombre d'individus Ind et l'indice de SIMPSON D des communautés invertébrés aquatiques et zooplancton.

	Variables	TAXA (S)		INDIVIDUS (Ind)		SIMPSON (D)	
INVERTEBRES BENTHIQUES	DATE	$F_{14,58}$ 1.257	p NS	$F_{14,58}$ 1.16	p NS	$F_{14,58}$ 1.661	p NS
	BASSIN	$F_{4,68}$ 9.927	p ***	$F_{4,68}$ 2.841	p *	$F_{4,68}$ 1.313	p NS
	BACHE	$F_{1,71}$ 1.18	p NS	$F_{1,71}$ 0.014	p NS	$F_{1,71}$ 1.414	p NS
	SAISON	$F_{3,64}$ 3.025	p *	$F_{3,64}$ 0.287	p NS	$F_{3,64}$ 5.658	p **
ZOOPLANKTON	DATE	$F_{14,58}$ 0.562	p NS	$F_{14,58}$ 1.024	p NS	$F_{14,58}$ 2.25	p *
	BASSIN	$F_{4,68}$ 10.919	p ***	$F_{4,68}$ 13.261	p ***	$F_{4,68}$ 2.94	p *
	BACHE	$F_{1,71}$ 3.447	p NS	$F_{1,71}$ 0.929	p NS	$F_{1,71}$ 2.89	p NS
	SAISON	$F_{3,64}$ 0.136	p NS	$F_{3,64}$ 1.655	p NS	$F_{3,64}$ 2.441	p NS

NS = Non Significatif ; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

4-2. Odonates et amphibiens

Une approche légèrement différente a été développée en ce qui concerne les communautés d'odonates et d'amphibiens. Au total, 10 variables pouvant influencer la richesse de ces deux groupes ont été retenues (Tableau IV-5) : 3 variables qualitatives (a – c) analysées avec un test de MANN-WHITNEY (facteur a) ou de KRUSKAL-WALLIS (facteurs b et c) et 7 variables quantitatives (d – j) analysées avec des tests de corrélation de SPEARMAN. Ces variables présentent les modalités ou unités suivantes :

- (a) Type de substrat du bassin avec (0) naturel et (1) bâche PEHD.
- (b) Hydrologie avec (0) permanence de l'eau, (1) semi permanent (la partie la plus profonde du bassin reste en eau) et (2) temporaire (plus d'un mois d'assec en continu) ; données basées sur 3 années d'observation.
- (c) Présence d'arbres ou de buissons au bord du bassin avec (0) absence, (1) quelques uns et (2) arbres ou buissons abondants.
- (d) Richesse totale en macrophytes.
- (e) Richesse totale en helophytes (macrophytes émergés).
- (f) Richesse totale en hydrophytes (macrophytes immergés).
- (g) Surface du bassin (ha).
- (h) Surface non fragmentée contiguë au bassin (ha). Il s'agit de la surface totale de terre libre de tout obstacle (pas de route, de mur...) directement accessible depuis la mare. Cf. § suivant.
- (i) Degré d'anthropisation (%). Cf. § suivant.
- (j) Distance au point d'eau le plus proche (m). Calculé à partir des fonds de cartes au 1 :25 000.

Les variables (h) et (i) ont nécessité l'examen détaillé des cartes au 1 :25 000 de la zone d'étude. La structure de la matrice paysagère de chaque bassin a été déterminée à partir de carrés de 4 km² centrés sur chacun d'entre eux (Figure IV-8). Cette surface a été choisie en fonction des besoins de surface terrestre moyenne de la majorité des amphibiens européens au cours de la phase de reproduction (ACEMAV 2003). Dans chacun des carrés ainsi déterminés, les différentes structures (vignes, constructions) ont été repérées. L'autoroute représente un obstacle impossible à franchir par les amphibiens, en particulier à cause de la présence d'un mur en béton séparant les deux voies de circulation. Seule la partie de carré réellement utilisable par les batraciens a donc été retenue pour les analyses. Cette caractérisation du paysage a permis d'estimer un pourcentage de couverture de chaque structure dans le carré choisi ainsi que de calculer les surfaces libres contiguës aux bassins (variable h). L'index degré d'anthropisation (i) représente alors le pourcentage de couverture de la zone par des surfaces construites. Cet index n'a pas été utilisé pour les odonates qui peuvent facilement se déplacer par voie aérienne dans tous les milieux (D'AGUILAR & DOMMANGET 1998).

Tab. IV-5. Liste des variables utilisées dans les analyses. (a) bêche PEHD avec 0 = absence, 1 = présence ; (b) hydrologie avec 0 = permanent, 1 = semi permanent et 2 = temporaire ; (c) présence d'arbres ou buissons avec 0 = absents, 1 = rares et 2 = abondants ; (d) nombre total de macrophytes ; (e) helophytes ; (f) hydrophytes ; (g) surface du bassin (ha) ; (h) surface non fragmentée et contiguë au bassin (ha) ; (i) degré d'anthropisation (%) ; (j) distance au point d'eau le plus proche (m).

Sites	Nombre d'espèces				a	b	c
	Odonata	Zygoptera	Anisoptera	Amphibia			
ORA (A7)	18	8	10	1	0	1	2
MRA (A7)	14	6	8	3	1	2	1
MRB (A7)	21	8	13	2	0	1	2
MRC (A7)	19	9	10	4	0	1	2
SAL (A54)	10	4	6	2	1	0	0
GRA (A54)	13	6	7	3	1	1	1

Sites	d	e	f	g	h	i	j
ORA (A7)	11	6	5	0.25	0.375	—	1300
MRA (A7)	4	2	2	0.11	2.06	61.18	450
MRB (A7)	7	5	2	0.3	5	68.17	1125
MRC (A7)	9	5	4	0.34	151	4.73	750
SAL (A54)	3	2	1	0.03	0	87.48	625
GRA (A54)	2	0	2	0.19	0.125	36.69	125

Contrairement aux autres bassins, les identifications de macrophytes menées dans le bassin MRB n'ont pas permis de préciser les espèces de characées. MRB a donc été exclu des analyses pour cette variable.

Les principaux résultats des analyses sont présentés dans le tableau IV-5.

Tab. IV-6. Résultats des tests statistiques. (1) Nombre moyen d'espèces pour chaque type de substrat. Test de MANN-WHITNEY ; (2) Corrélations de SPEARMAN entre le nombre d'espèces et 4 variables environnementales.

Variables	Nombre d'espèces				
	Odonata	Zygoptera	Anisoptera	Amphibia	
1) Type de substrat (a)					
0 naturel	19.5	8.5	11	3	NS
1 bêche PEHD	12.5	5.5	7	3	
2) Surface du bassin (g)	0.886*	0.971***	0.841*	0.527	NS
Surface contiguë libre (h)	0.886*	0.853*	0.812*	0.527	NS
Degré d'anthropisation (i)	<>	<>	<>	0.949*	
Richesse en hydrophytes (f)	0.577	0.813*	0.616	0.825	NS

* P<0.05; *** P<0.001; NS : non significatif; <> non testé

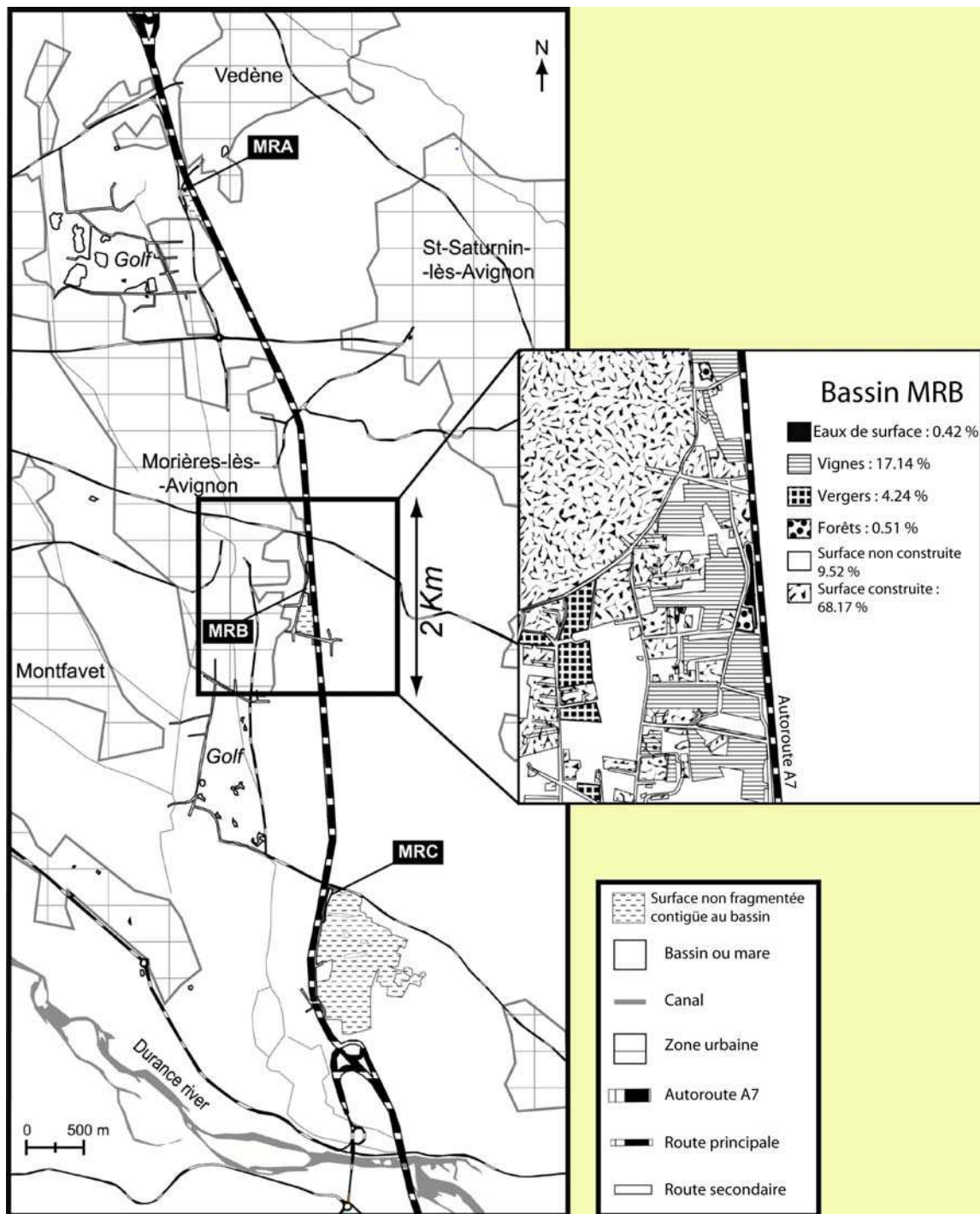


Fig. IV-8. Détermination des différentes structures paysagères dans un carré de 2 km de côté centré sur chaque bassin à partir des fonds de carte IGN au 1 : 25 000. Cet analyse a permis de calculer le degré d'anthropisation. En encadré, l'exemple du bassin MRB.

Un premier facteur explicatif de la richesse des odonates dans les bassins de pluie autoroutiers semble être la présence ou non d'un substrat artificiel. Nous constatons en effet une richesse plus élevée dans les bassins à substrat naturel. De plus, la richesse en zygoptères est positivement corrélée avec la richesse en hydrophytes.

Ces deux premiers facteurs explicatifs ne sont pas étonnants car (1) il existe une relation entre la richesse en macrophytes et la présence ou non d'un substrat artificiel ($U = 9$, $p < 0.05$, test de MANN-WHITNEY) et (2) les odonates utilisent la végétation aquatique pour se percher au-dessus de l'eau, pour pondre (espèces à oviposition endophytique) et les larves pour émerger (D'AGUILAR & DOMMANGET 1998, ASKEW 2004).

La surface du bassin a également un effet sur la richesse en odonates et cet effet est particulièrement significatif dans le cas des zygoptères. Cette relation aire/espèces, dont le principe est qu'un grand espace recrute davantage d'espèces qu'un espace plus restreint (SIMBERLOFF & MARTIN 1991 cité dans BLONDEL 1995) est donc vérifiée dans la présente étude pour les odonates mais pas pour les amphibiens. Ces constatations rejoignent ce qui avait été observé par OERTLI *et al.* (2002) lors d'une étude de 80 mares en Suisse.

Autre facteur semblant influencer la richesse odonatologique, la présence d'une surface contiguë libre au bassin. En effet, plus cet espace est grand, plus la richesse augmente. Ceci est sans doute lié à l'importance de zones protégées en bordure des bassins servant d'abri aux odonates au cours des phases de repos (ASKEW 2004).

Tous les facteurs testés contre la richesse des amphibiens sont non significatifs à l'exception du degré d'anthropisation. Ce facteur est en effet corrélé négativement avec la richesse batrachologique. Cet effet de l'habitat urbain sur les populations d'amphibiens avait été démontré par KNUTSON *et al.* (1999) dans leur étude de 378 stations de l'Iowa et du Wisconsin (Etats-Unis).

L'importance d'une matrice paysagère de qualité sur la richesse en amphibiens a été largement discutée et démontrée (HECNAR & M'CLOSKEY 1996, BISHOP *et al.* 2000, JOLY *et al.* 2001, BEJA & ALCAZAR 2003). Les amphibiens sont de plus très sensibles aux modifications de leur habitat et la présence de routes et du trafic qui leur est associées a un effet très négatif sur l'occupation des mares et la richesse batrachologique (VOS & CHARDON 1998, HELS & BUCHWALD 2001, FAHRIG 2001).

5. Analyse des impacts chimiques liés à l'autoroute sur les communautés animales aquatiques

5-1. Invertébrés aquatiques

L'étude de l'éventuel impact de sources polluantes à un niveau écologique tel que la communauté est basée sur deux grandes hypothèses (CLEMENTS & NEWMAN 2002) :

- La composition et l'organisation des communautés reflètent les conditions environnementales locales et répondent à toute altération anthropique de ces conditions.
- Les espèces composant la communauté diffèrent au niveau de leur sensibilité à différents stress d'origine anthropique ce qui conduit à des modifications structurales et fonctionnelles dans les sites pollués.

Ces deux hypothèses sous-entendent une connaissance des variations spatiales et temporelles naturelles de la structure des communautés cibles. Ceci peut être obtenu par l'étude de milieux de référence. Dans notre étude, aucune mare de référence n'a pu être trouvée. Cependant, le suivi mensuel, à la fois chimique et faunistique, de cinq bassins différents permet toutefois de vérifier si les modifications structurales des communautés sont directement imputables aux variations chimiques du milieu.

Notre étude a permis de mettre en évidence le caractère plus ou moins ponctuel des impacts anthropiques mesurés. Ces derniers sont directement liés à l'utilisation de l'autoroute (métaux lourds et hydrocarbures), à son entretien (chlorures et glyphosate) ou aux pratiques agricoles environnantes (glyphosate et autres herbicides). Le glyphosate et son produit de dégradation, l'AMPA peuvent être qualifiés d'impacts chroniques puisqu'ils sont présents presque toute l'année dans l'eau quelque soit le bassin étudié (cf. chapitre II).

Ces variations chimiques pourraient être à l'origine de changements de structures ou même de disparitions d'espèces sensibles. Nous avons d'ailleurs démontré l'existence d'une certaine instabilité des structures des communautés étudiées au cours du cycle annuel étudié (cf. chapitre III). Or, l'examen de l'impact des différents paramètres chimiques mesurés a révélé une relation négative entre conductivité électrique et structure de la communauté (richesse, nombre d'individus). Dans le contexte autoroutier, la conductivité mesurée est très largement corrélée avec les concentrations en sels dissous et plus particulièrement en chlorure de sodium, NaCl (corrélation de PEARSON : $r_p = 0.867$, $p < 0.0001$). Ce sel trouve son origine dans le salage hivernal des chaussées, une pratique largement répandue dans le monde pour faire fondre neige et glace sur les voies de circulation (MANGOLD 2000, FORMAN *et al.* 2003). Le sel facilite en effet la fonte de la neige et du verglas en abaissant de quelques degrés le point de congélation du mélange sel-eau, reste efficace plusieurs heures et agit jusqu'à -8°C (CFS 2005). Ces apports ponctuels de sels de déneigement dans les bassins autoroutiers peuvent stresser les organismes aquatiques en déséquilibrant leur balance osmotique (NOVOTNY *et al.* 1999). Cependant, les organismes aquatiques présentent une tolérance relativement élevée aux concentrations de sel, dans la limite d'un stress osmotique trop élevé (FORMAN *et al.* 2003, NIELSEN *et al.* 2003, BENBOW & MERRITT 2004).

Une chute de la diversité et de l'équirépartition des communautés d'invertébrés aquatiques suite à un apport d'effluents de salage a été observée par NOVOTNY *et al.* (1999) au cours d'une expérience réalisée avec des substrats artificiels. Nous observons la même tendance avec toutefois de nombreuses nuances à apporter. Un bassin, SAL, reçoit en effet des apports salés tout au long de l'année. C'est également dans ce dernier qu'est observée la richesse spécifique par prélèvement (mais pas la richesse totale) la plus faible. De plus, la période de salage (hiver) est à priori celle où la richesse est la plus réduite, ce qui pourrait masquer un effet réel du stress osmotique. Les bassins subissant l'impact le plus important (conductivité multipliée par 4.2 pour MRA et 6.6 pour GRA entre décembre et janvier) présentent des variations opposées de l'indice de dominance de BERGER-PARKER au cours

de la même période (d passe de 0.879 à 0.373 pour MRA et de 0.459 à 0.701 dans le cas de GRA). Un effet de l'augmentation soudaine de la concentration du sel est donc enregistré mais n'aboutit pas au même résultat.

Ces éléments indiquent donc que si l'apport de sel joue effectivement un rôle dans la structuration des communautés, il n'est certainement pas le facteur le plus important agissant sur cette organisation. D'autant plus que la période de salage est extrêmement réduite dans le sud de la France.

Par ailleurs, les quelques études disponibles prennent souvent en compte, en plus des bassins liés au domaine routier, les bassins d'orage associés aux parkings des centres commerciaux ou alors aux zones résidentielles. BISHOP *et al.* (2000a,b) ont par exemple étudié un ensemble de 15 bassins d'orage, principalement situés dans des zones résidentielles de Toronto et Guelph, au Canada. Une contamination de ces bassins (colonne d'eau et sédiments) par de nombreux polluants tels que les HAP, Cd, Cu, Pb, Zn, pesticides et PCB a été établie, à des concentrations souvent supérieures aux seuils limites fixés par le gouvernement canadien. Leurs résultats suggèrent un impact de la pollution capturée par ces bassins sur la richesse et la diversité des peuplements benthiques s'y étant installés, souvent dominés par un ou deux taxa dans les milieux les plus perturbés. Ils ont en outre observé que la toxicité des sédiments du bassin le plus pollué avait un effet significativement négatif sur le développement de l'éphémère *Hexagenia limbata* (SERVILLE 1829) ainsi que sur le chironome *Chironomus tentans* (FABRICIUS 1805). Cependant ces derniers précisent que des paramètres non évalués tels que la qualité de l'habitat ou la disponibilité de nourriture pouvaient également jouer un rôle non négligeable sur les déséquilibres observés.

De la même manière, KAROUNA-RENIER & SPARLING (2001) ont étudié un ensemble de 20 bassins construits dont six étaient liés à un usage autoroutier (les autres usages étant liés à des zones commerciales ou résidentielles). Ils se sont particulièrement intéressés à la relation entre le niveau de concentration des polluants mesuré dans le biotope (eau et sédiments) à celui mesuré dans les taxa les plus fréquents de leur échantillonnage. Ils ont observé que le type d'usage avait un effet significatif sur les concentrations de cuivre et de zinc mesurées chez les odonates. Ils ont également observé un effet saisonnier significatif des concentrations de cuivre, zinc et plomb mesurées chez les mollusques. Néanmoins, si leur étude semble indiquer une augmentation des concentrations de cuivre et zinc chez les invertébrés ayant colonisé des bassins « techniques » comparé à des milieux naturels, une étude précédente ne leur avait pas permis de conclure à une toxicité de l'eau ou des sédiments.

A l'exception de la conductivité électrique, tous les autres effets liés à des contaminations chimiques (d'origine routière ou non) testés dans le cadre de notre étude se sont révélés non significatifs. Ce résultat est en accord avec ce qui a été observé par d'autres auteurs, en particulier la difficulté à identifier clairement les impacts liés à la pollution routière sur les milieux aquatiques (MALTBY *et al.* 1995a, b, TROMBULAK & FRISSELL 2000, KAROUNA-RENIER & SPARLING 2001). Toutefois, BOXALL & MALTBY (1997) ont montré que des petits cours d'eau qui recevaient des effluents routiers voyaient une réduction de la qualité de leur eau et de leurs sédiments entraînant une altération de la structure et du fonctionnement des communautés présentes.

Par contre d'autres facteurs abiotiques semblent avoir un effet important sur la composition des communautés aquatiques observées. Il s'agit en particulier du bassin et de la saison de prélèvement. Nous observons en effet des différences de composition d'un bassin à l'autre. Au delà de la présence ou non d'un substrat artificiel (bâche PEHD), nous avons vu que les bassins les plus proches géographiquement semblaient avoir les compositions faunistiques les plus semblables (cf. chapitre III). Une telle hétérogénéité de répartition entre les bassins ne peut être étudiée sans prendre en compte les différents processus de dispersion (BILTON *et al.* 2001, BOHONAK & JENKINS 2003). La capacité de dispersion d'un individu (intrinsèque à l'espèce et modulée par l'interaction de cette espèce avec le milieu) influence en effet sa distribution et son abondance dans un écosystème donné (RUNDLE *et al.* 2002).

Les communautés aquatiques telles que les mares sont composées à la fois de disperseurs actifs (organismes initiateurs du déplacement) tels que les insectes et passifs (organismes transportés par le vent ou d'autres animaux) tels que les microcrustacés (BILTON *et al.* 2001). La configuration du réseau de bassins de pluie (un bassin tous les deux kilomètres environ) pourrait favoriser ces deux modes de dispersion par colonisation successive de ceux ci puisqu'ils sont alignés le long d'une structure linéaire. Cependant, RUNDLE *et al.* (2002) ont montré que dans le cas des coléoptères, la dispersion active conduisait à une distribution des espèces non aléatoire entre les sites, principalement guidée par la surface des mares et leur permanence. L'hydropériode (en plus de la distance à un lac) est également un facteur mis en évidence par JEFFRIES (1988) pour expliquer les différences entre les assemblages de coléoptères étudiés dans 29 mares d'Ecosse. Pour FAIRCHILD *et al.* (2000), l'âge de la mare joue également un rôle essentiel qui se traduit par des stades successifs de colonisations végétales. Les coléoptères, en particulier, répondent à ces successions, ce qui se manifeste par la présence d'espèces généralistes dans un premier temps puis plus spécialisées (*i.e.*, occupant une niche plus restreinte) en fonction de la complexification de l'écosystème (THIÉRY 1978, 1987). Leur étude a également montré que des bassins construits, dont six étaient associés à des autoroutes, et dont l'âge était similaire à ceux de notre étude (7 à 9 ans) ne présentaient pas de différence significative au niveau de leur composition avec des mares naturelles de référence. Ce résultat suggère que le système autoroutier ne serait donc pas un obstacle à une colonisation dynamique des bassins de pluie par les insectes volants.

Peu d'études se sont intéressées à l'impact des routes à grande circulation sur le déplacement des invertébrés volants. MUNGUIRA & THOMAS (1992) qui ont travaillé sur les papillons rhopalocères ont démontré que les routes à trafic élevé n'étaient pas une barrière aux échanges entre populations. SAARINEN *et al.* (2005) ont quant à eux montré, qu'au delà du type de route (densité de circulation faible ou forte), c'est la qualité de la bordure de route (en terme d'abondance de nectar) et plus encore de l'environnement adjacent qui expliquaient le mieux la richesse et l'abondance des lépidoptères. Ces résultats, à savoir un effet barrière limité de l'autoroute sur la dispersion des invertébrés volants, pourraient être appliqués aux insectes présentant de bonnes capacités de dispersion tels que les odonates (CONRAD *et al.* 1999, ANGELIBERT & GIANI 2003, ASKEW 2004), coléoptères ou hétéroptères (BILTON *et al.* 2001) mais peut être pas aux insectes possédant des ailes de petite taille tels que les éphéméroptères (MALMQVIST 2000).

Le cas des microcrustacés est différent puisque ces derniers colonisent les sites de manière passive sous la forme d'œufs de résistance (CHAMPEAU & THIÉRY 1990, BILTON *et al.* 2001, RUNDLE *et al.* 2002). Ce transport peut être effectué par l'intermédiaire du vent ou des animaux. Le vent est un élément majeur en région méditerranéenne (BLONDEL & ARONSON 1999) et plus encore dans la zone d'étude (cf. chapitre II). De plus, du fait de la disposition des bassins de pluie le long de l'autoroute ainsi que de la direction du vent (soufflant majoritairement dans le même axe), nous pourrions supposer un effet important de ce dernier. D'autant plus que nous avons par exemple observé, dans un bassin, des dépôts d'œufs de résistance de Daphniidae sur des exuvies de *Sympetrum* sp., ces dernières étant très facilement transportables par le vent. Mais le transport par le vent n'est en général effectif que sur de courtes distances (*e.g.*, œufs d'anostracées *in* BRENDONCK & RIDDOCH 1999) et le transport par des animaux (invertébrés, mammifères et oiseaux) semble plus efficace sur de longues distances (GREEN *et al.* 2002). Cependant peu d'oiseaux ont été observés dans les bassins autoroutiers, ne représentant que quelques espèces (cf. § 2-3). De la même façon, seules deux espèces de mammifères y ont également été notés, le ragondin (*Myocastor coypus* MOLINA 1782) et le rat musqué (*Ondatra zibethicus* LINNAEUS 1770). En outre, les bassins autoroutiers sont ceinturés par une clôture (interdisant un accès à la plupart des animaux et aux humains) et souvent entourés par une haie de cyprès (utilisée comme écran pour réduire l'effet du vent sur les cultures en Provence).

Malgré tous ces obstacles, il est toutefois intéressant de noter que près de 43 % des espèces de cladocères identifiées ne l'ont été qu'à une seule reprise (SCHER *et al.* 2004b). L'étude de la richesse zooplanctonique des bassins nous a également montré que les bassins ne se regroupaient pas suivant un gradient de distance intra-site, contrairement aux

autres invertébrés (Figure IV-9). Le régime hydrique du bassin MRA (assèchement au cours de l'été) pourrait expliquer qu'ils soit différent des autres bassins au niveau de sa richesse zooplanctonique. Nous y observons en particulier une espèce thermophile *Moina brachiata* dont la présence est directement liée à l'augmentation de la température de l'eau au cours de la phase d'assèchement (AMOROS 1984).

Les différences de composition et de richesse zooplanctonique observées entre bassins pourraient résulter de processus aléatoires de colonisation modulés par l'attractivité et l'accessibilité des sites aux animaux (oiseaux en particulier) pouvant les transporter sous des formes de résistance (zoochorie).

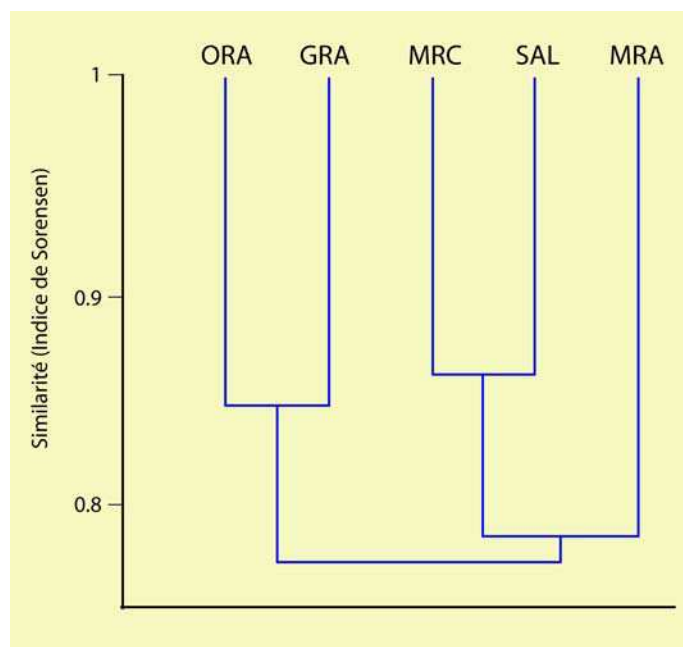


Fig. IV-9. Regroupement des bassins suivant leur similarité (richesse zooplanctonique) calculée avec l'indice de SØRENSEN.

Bien qu'étant plus ou moins soumis aux mêmes types de contraintes les différents bassins étudiés ne supportent pas les mêmes communautés animales. Ceci a été observé dans d'autres systèmes de mares qui, bien que géographiquement proches, ne conduisaient pas forcément à l'observation des même structures (JENKINS & BUIKEMA 1998, WOOD & BARKER 2000). Ces observations mettent en évidence l'importance du type de mare/bassin (morphologie, épaisseur de sédiment,...) et des habitats que l'on va y trouver (richesse en macrophytes,...) pour expliquer les différences relevées entre communautés animales. Le stress chimique du milieu est également une variable à prendre en compte dans le cas des bassins autoroutiers puisqu'il peut moduler la capacité de colonisation d'un nouveau taxa en fonction de sa sensibilité à cette contrainte.

5-2. Odonates et amphibiens

Les résultats obtenus avec le groupe des odonates ont permis de mettre en évidence l'importance de la taille du bassin, de la richesse en macrophytes (liée à la présence ou non d'un substrat artificiel) ainsi que de la qualité de la matrice paysagère (présence ou non de zones abritées contiguës au bassin) pour expliquer les différences de richesse observées entre bassins. Ces éléments ont déjà été décrits dans la littérature, en particulier la relation surface – richesse (CORBET 1999, OERTLI *et al.* 2002, KADOYA *et al.* 2004) ainsi que l'importance de la richesse macrophytique (CORBET 1999, KADOYA *et al.* 2004). Les odonates sont en effet très sensibles à la qualité de la végétation qu'ils vont utiliser pour se percher, chasser, pondre et dont les larves vont se servir pour émerger (CORBET 1999, ASKEW 2004). Dans les bassins construits, la présence de végétaux aquatiques est principalement liée à

l'épaisseur de la couche de sédiments dans laquelle ils peuvent s'installer. Les bassins à substrat artificiel (PEHD) ne permettent qu'une installation très limitée des végétaux, ce qui se traduit par une richesse odonatologique moindre (SCHER & THIÉRY 2005).

La matrice paysagère est apparue comme l'élément clé pour expliquer la présence des amphibiens et plus particulièrement l'occupation des sols tout autour des bassins. Bien que les espèces observées dans les bassins de pluie autoroutiers soient des espèces opportunistes et largement répandues en région méditerranéenne (SCHER & THIÉRY 2004a), les amphibiens restent considérés comme des espèces très sensibles à la pollution (Bridges 1999, Bridges *et al.* 2002, Semlitsch 2003) et particulièrement aux modifications de leur habitat (HECNAR & M'CLOSKEY 1996 b, BISHOP *et al.* 2000 a, JOLY *et al.* 2001, BEJA & ALCAZAR 2003). En outre, la densité de routes et le trafic qui leur est associées ont un effet très négatif sur l'occupation des mares et la richesse batrachologique (VOS & CHARDON 1998, HELS & BUCHWALD 2001, FAHRIG 2001). Cependant, l'observation de nombreux stades juvéniles laisse à penser que la pollution des bassins n'a pas généré de stress sur les amphibiens les ayant colonisés. Néanmoins, les tests de génotoxicité mériteraient d'être poursuivis afin de s'assurer du non impact de ces milieux sur la survie de ces populations.

5-3. Un outil de bioindication de la qualité de l'eau et des sédiments ?

La composition d'une communauté a longtemps été présentée comme une entité relativement stable capable de retourner à un même état d'équilibre après une perturbation si le temps nécessaire à cette récupération était suffisant (CLEMENTS 1936). Or, les communautés des bassins de pluie autoroutiers sont soumises à des perturbations plus ou moins importantes et plus ou moins régulières, ces caractéristiques étant directement liées au rôle de ces bassins (captage de pollutions ponctuelles, chroniques et inondations). Nous employons le terme « perturbation » dans le sens donné par CHASE (2003) à savoir « un événement abiotique qui tue (influence le taux de mortalité) ou stresse de façon significative (influence le taux de naissance) une proportion significative d'individus ou alors quelques espèces du pool régional ». Ce régime de perturbation, qui n'est ni inexistant, ni intense, pourrait, selon la théorie de la perturbation intermédiaire (intermediate disturbance hypothesis, CONNELL 1978), favoriser la biodiversité dans les bassins de pluie autoroutiers. Cette théorie prévoit en effet que la richesse maximale est trouvée à des niveaux moyens de perturbation. Dans le cas de perturbations trop fréquentes, seules les espèces représentant les stades précoces de colonisation sont capables de survivre alors que dans le cas de très rares perturbations, seules les espèces de stades évolués de succession sont compétitives. Dans le cas intermédiaire, ces deux types d'espèces peuvent être présentes, ce qui maximise la richesse (DODDS 2002). Les bassins autoroutiers pourraient alors être utilisés comme modèle pour tester cette hypothèse dans les milieux aquatiques soumis à des perturbations aléatoires et hétérogènes. Cette théorie a par exemple permis d'expliquer la grande richesse en arbres observée dans les forêts tropicales humides (MOLINO & SABATIER 2001).

Notre étude de 5 bassins de pluie autoroutiers du sud de la France a mis en évidence une contamination très limitée de la colonne d'eau par des contaminants d'origine routière. De plus, à l'exception du glyphosate, les herbicides détectés ne l'ont été que de manière très ponctuelle. Un impact de l'utilisation de l'autoroute a néanmoins été constaté dans les sédiments, largement contaminés par des métaux lourds (cuivre et zinc essentiellement) et des hydrocarbures ainsi que dans la colonne d'eau, ponctuellement perturbée par des entrées de chlorure de sodium (NaCl). D'ailleurs, seul cet effet semble avoir un impact mesurable sur la structure des communautés aquatiques animales. En outre, l'inondation qui s'est produite en septembre 2002 et qui s'est traduit par le remplissage des bassins à leur volume maximum n'a pas semblé avoir d'impact sur la structure des communautés étudiées.

Les communautés animales des bassins étudiés semblent donc d'abord se structurer en fonction de la qualité de l'habitat et de la matrice paysagère de chacun des bassins. La colonisation de ces milieux est à la fois dépendante de l'attractivité des sites (permanence de l'eau, richesse en macrophytes) et de leur accessibilité (connectivité du paysage).

Quand on s'intéresse aux relations entre perturbations et communautés aquatiques dans un milieu donné, la connaissance de la structure et de la dynamique de ces dernières est une clé pour comprendre et évaluer l'état de cet écosystème (REICE & WOHLBERG 2001). La communauté des macroinvertébrés benthiques paraît être la plus appropriée pour ces études car la majorité de ceux-ci ne produisent qu'une génération par an (TACHET *et al.* 2000), qu'ils bioaccumulent (lorsque les quantités de substances apportées à l'individu dépassent les quantités éliminées) et biomagnifient (augmentation des concentrations des contaminants tout au long des chaînes trophiques) les polluants (KAROUNA-RENIER & SPARLING 2001, SPARLING *et al.* 2004) et qu'ils peuvent agir sur le cycle des contaminants au travers de la bioturbation (BRÖNMARK & HANSSON 1998).

De nombreux indices d'évaluation de la qualité biologique des milieux aquatiques à partir des assemblages d'invertébrés ont d'ailleurs été développés pour les milieux courants ou les lacs (pour ces derniers, on consultera BARBE *et al.* 2003), comme par exemple :

- L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) : Norme AFNOR T90-350 (1992).
- L'indice de Trophic Condition (MILBRINK 1983) : Evaluation de l'état trophique du milieu ou de l'impact d'une pollution organique à partir des oligochètes.
- L'Indice biologique lacustre (EOLA ; LAFONT *et al.* 1991) : Evaluation de la pollution organique à partir des oligochètes.
- L'Indice malacologique de qualité des systèmes lacustres (IMOL ; MOUTHON *et al.* 1991) : Evaluation de la qualité des sédiments lacustres à partir des mollusques.
- Le % de Chironomidés (WINNER *et al.* 1980) : Evaluation d'une pollution métallique en milieux lotiques ou lenticques.
- L'indice Oligochètes/chironomidés (WIEDERHOLM 1980) : Evaluation de l'état trophique du milieu.

Certains de ces indices demandent l'intervention de spécialistes pour l'identification des organismes (mollusques, chironomidés, oligochètes) tandis que d'autres ont été développés pour des milieux courants ce qui ne permet pas de les adapter dans des milieux lenticques de petite taille.

Un indice a par contre été développé entre 1995 et 1999 par le Pond Action (maintenant Pond Conservation) pour les milieux lenticques et les canaux d'Angleterre et du Pays de Galles (WILLIAMS *et al.* 1996, 1998 ; BIGGS *et al.* 2000). Il s'agit de l'indice PSYM (Predictive SYstem for Multimetrics) qui, en se basant sur des données environnementales, permet (1) de prédire quelles plantes et animaux devraient être présents dans le milieu cible ainsi que l'état de perturbation de cet écosystème et (2) de calculer un certain nombre de variables comme la richesse spécifique, la rareté à partir des inventaires floristiques et faunistiques afin de déterminer l'état de l'écosystème. Pour les invertébrés, le niveau taxonomique utilisé est la famille pour la plupart des taxa et la classe pour les oligochètes. Au total, 298 sites ont été utilisés pour développer cet indice dont 152 de bonne qualité et 146 ayant subi différents types de perturbations (agriculture, ruissellement de chaussée, pisciculture).

Ce type d'approche mériterait d'être développée en France en incluant les bassins de pluie autoroutiers. Notre étude indique en effet que les taxa qui colonisent ces milieux sont ubiquistes et que les bassins sont dominés par un petit nombre de taxa. Cependant, le nombre réduit de bassins étudiés et la diversité des situations locales n'ont pas permis de définir de taxa ou de groupes de taxa susceptibles d'indiquer une baisse de la qualité biologique du milieu directement imputable à l'activité routière. Il conviendrait toutefois de déterminer quels sont les assemblages faunistiques typiques présents dans des mares naturelles permanentes méditerranéennes non soumises à des pressions et/ou perturbations anthropiques afin d'avoir une référence solide.

6. Evaluation d'une méthode standardisée d'échantillonnage

6-1. Problématique

L'évaluation de la qualité des eaux à partir d'assemblages d'invertébrés requiert l'utilisation de méthodes à la fois faciles à mettre en œuvre, représentatives des communautés échantillonnées et reproductibles (RESH 1995). La mise en place d'une bio-surveillance sur un grand nombre de bassins de pluie autoroutiers nécessite en outre un dispositif pratique à utiliser par un non spécialiste.

Les substrats artificiels (définis par CAIRNS (1982) comme « des dispositifs placés dans des écosystèmes aquatiques afin d'étudier leur colonisation par des organismes indigènes ») semblent pouvoir répondre à cette attente. Ils sont en effet (1) utilisables dans tous les milieux ; (2) permettent de réduire la variabilité liée à l'échantillonnage ; (3) sont peu coûteux et faciles à construire et enfin (4) sont non destructifs pour le milieu. Néanmoins, si ils présentent de nombreux intérêts, la plupart d'entre eux sont très sélectifs, nécessitent des périodes d'exposition assez longues et une perte d'organismes lors du retrait est possible (ROSENBERG & RESH 1982). En outre, de nombreux auteurs estiment que les substrats artificiels ne donnent pas une bonne représentation de la faune des milieux échantillonnés (ROSENBERG & RESH 1982, FRANCIS & KANE 1995, CASEY & KENDALL 1997).

Le dispositif adéquat doit donc être le plus représentatif de la communauté à échantillonner, le plus simple à contrôler et à trier, être réutilisable et son temps d'exposition optimum doit être connu. C'est pour répondre à ces questions que deux substrats benthiques et un substrat pélagique furent testés dans le bassin GRA (A54) pendant une période de 5 semaines.

6-2. Description du dispositif et approche analytique

Les substrats benthiques, déposés directement sur le fond du bassin GRA, étaient formés par (1) des plantes aquatiques en plastique imitant l'espèce dominante *Chara sp.* (5 branches d'environ 35 cm de long) fixées sur un carreau de 15 cm de côté (substrat PL) et (2) par une brosse en chiendent de 16 x 6 cm et de 2,5 cm d'épaisseur (substrat BR). Le substrat pélagique, PE, suspendu dans la colonne d'eau, était formé par la réunion de deux morceaux de Scotch Brit® (Fig. I-9).

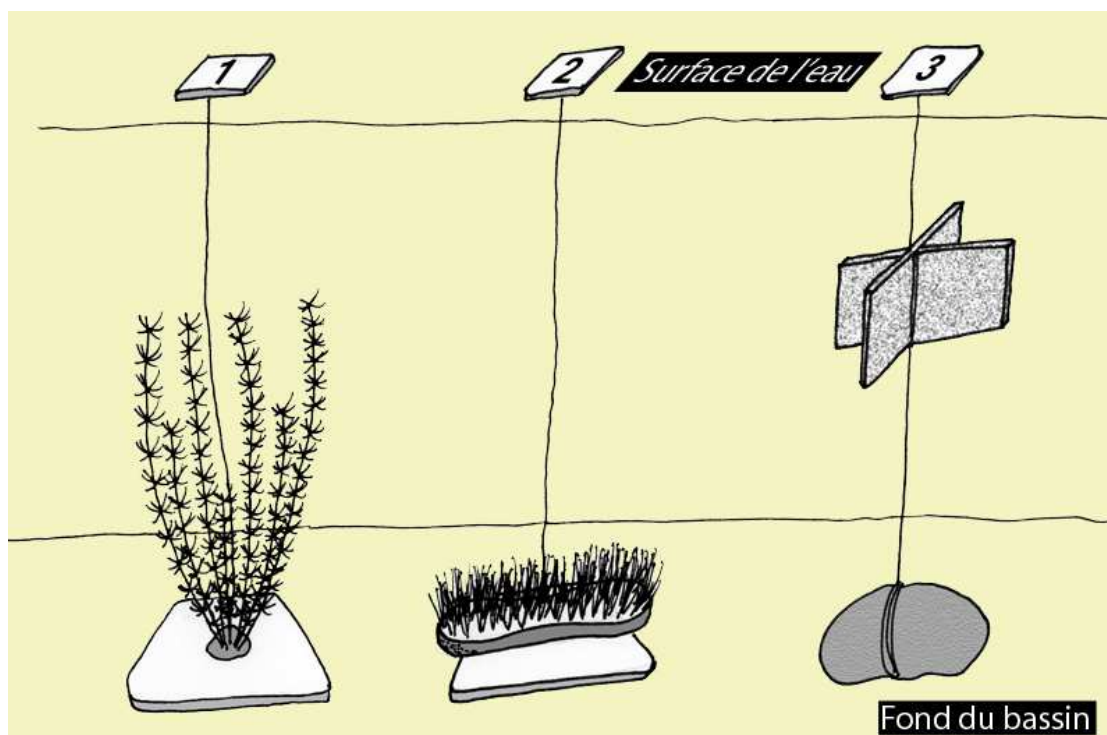


Fig. IV-10. Représentation schématique des 3 substrats artificiels testés dans le bassin GRA. Les substrats 1 (plante en plastique) et 2 (brosse en chiendent) sont benthiques tandis que le substrat 3 (Scotch Brit®) est pélagique. Les tailles sont précisées dans le texte.

Au total, 24 substrats (3 types x 8 répliqués) dont les emplacements ont été tirés au sort, ont été placés dans le bassin GRA le 15 avril 2003. Pour chacune des 4 durées d'exposition testées (7, 14, 21 et 35 jours), deux substrats d'un même type, soit un total de 6 substrats par date, ont été prélevés de façon à tester la variabilité intra-substrat.

Chaque substrat a ensuite été placé dans un sac Ziplock® puis fixé au formaldéhyde à 7 %. Un grand soin était apporté lors du retrait de chaque substrat afin d'éviter la perte d'organismes au cours de la remontée de ce dernier (ROSENBERG & RESH 1982).

La structure des communautés présentes sur chacun des substrats a été explorée à l'aide de différents indices :

- Richesse : nombre total de taxa collectés sur chaque substrat
- Indice de similarité de JACCARD (S_j)
- Indice de diversité de SHANNON (H') et Equitabilité (E)

Les données brutes de comptage ont été transformées en densité par litre. Le volume de chaque substrat a été estimé à 1.583 L pour PL, 0.336 L pour BR et 0.205 L pour PE. Ces données ont ensuite été transformées ($\log(x + 1)$) afin de stabiliser les variances. Seuls les taxa les plus abondants ont été considérés pour les analyses.

Les différences entre types de substrats ont été testées avec une analyse de variance à deux facteurs (type de substrat et durée d'exposition). Ces facteurs ont ensuite été classés à l'aide du test REGWQ (RYAN-EINOT-GABRIEL-WELSH multiple range test). C'est un test de comparaison multiple consistant en des procédures itératives pour lesquelles les résultats dépendent du nombre de combinaisons restant à tester (RYAN 1959, EINOT & GABRIEL 1975, WELSH 1977).

6-3. Principaux résultats

Les trois substrats artificiels testés ont été très largement colonisés par les invertébrés aquatiques avec une prépondérance d'oligochètes, de cladocères et de chironomidés. Du point de vue de la richesse spécifique (en nombre de taxa), le substrat pélagique PE a présente la valeur la plus élevée (40) contre 35 pour PL et 34 pour BR. L'inventaire réalisé en 2002-03 avait quant à lui conduit à l'identification de 39 taxa dans ce même bassin. Parmi les différences relevées entre ces différents inventaires, nous pouvons noter l'absence du gastéropode *Lymnaea* des substrats artificiels. Par contre, la similarité entre les observations réalisées sur la bassin et celles des substrats artificiels est 72 % avec le substrat PE et de plus de 81 % avec les deux substrats benthiques (PL et BR). Il est en revanche intéressant de noter que les chironomidés sont apparus très synchronisés puisque les mêmes pattern d'apparition/disparition ont été constatés sur tous les substrats. Cependant, tous les substrats ont montré une même tendance au niveau de leur colonisation par les invertébrés, à savoir une augmentation de la richesse spécifique au cours des deux premières semaines d'exposition puis une stabilisation suivie par une diminution de cette richesse. De plus, après 14 jours d'exposition dans le bassin, 90% du total des taxa présents avaient été capturés par chacun des deux substrats benthiques alors que 21 jours ont été nécessaires pour le pélagique (Fig. I-10).

L'indice de diversité de SHANNON (H') présente des variations importantes entre les substrats et au cours de la période d'exposition (Tab. I-2). Sa valeur la plus élevée a été observée sur le substrat PL. La même chose a été observée concernant l'équitabilité (E).

Aucune différence de structure n'a été relevée entre substrats de même type pour une date donnée (indice de JACCARD (S_j) > 0.5 et test de MANN-WHITNEY non significatif). Ceci revient à dire que chaque répliquat d'un même type de substrat abrite les mêmes taxa à une date donnée. L'examen de ces assemblages au cours de la période d'exposition montre une même tendance quel que soit le type de substrat, à savoir une décroissance de l'indice S_j entre la première et la dernière semaine d'exposition (Tab. I-3). Cependant cette différence n'est pas significative (test de MANN-WHITNEY > 0.5).

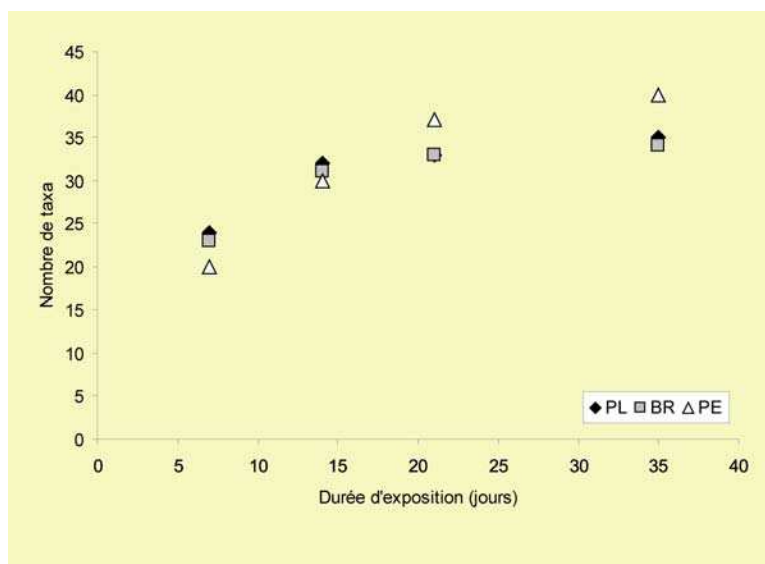


Fig. IV-11. Courbe d'accumulation des taxa dans les 3 substrats artificiels PL, BR et PE en fonction de la durée d'exposition.

Tab. IV-7. Evolution de la Richesse (S), de l'indice de SHANNON (H') et de l'Equitabilité (E) de chaque substrat artificiel (PL, BR et PE) en fonction de la durée d'exposition. En gras sont indiquées les valeurs maximum des indices.

Substrat	Jours	Nombre de taxa (S)	Indice de Shannon (H')	Equitabilité (E)
PL	7	24	2.612	0.57
	14	31	3.373	0.68
	21	27	2.801	0.59
	35	26	2.226	0.47
BR	7	22	1.163	0.26
	14	27	2.199	0.46
	21	17	0.557	0.14
	35	22	1.155	0.26
PE	7	20	1.608	0.37
	14	29	1.286	0.26
	21	29	1.441	0.30
	35	30	1.049	0.21

Tab. IV-8. Evolution de l'indice de similarité de Jaccard (Sj) de chaque type de substrat artificiel (PL, BR et PE) entre la première semaine et toutes les durées d'exposition testées (14, 21 et 35 jours) .

	Coefficient Sj		
	Entre 7 et 14 jours	Entre 7 et 21 jours	Entre 7 et 35 jours
PL	0.75	0.64	0.59
BR	0.61	0.38	0.45
PE	0.63	0.58	0.56

Nous avons ensuite testé les effets du type de substrat et de la durée de colonisation sur l'abondance des 10 taxa les plus nombreux. Les résultats de ces analyses sont résumées dans le tableau I-4. Ces résultats ont ensuite été approfondis pour les groupes les plus abondants (oligochètes, cladocères, hétéroptères et chironomidés) afin de déterminer

quelles espèces étaient les plus sensibles au type de substrat ou à la durée de colonisation (Tab. I-5).

Tab. IV-9. Résultats des ANOVA à deux facteurs (type de substrat et durée d'exposition) et des tests de comparaisons multiples (REGWQ) sur les densités des 10 taxa les plus abondants des 3 types de substrats artificiels (PL, BR, PE). Les différences significatives ($p < 0.05$) des tests REGWQ sont classées suivant la densité des taxa (plus élevée à moins élevée). Modifié d'après CASEY & KENDALL (1996).

Taxa	Type de substrat (PL, BR, PE)		Durée d'exposition (7, 14, 21, 35 jours)	
	F de Fisher	REGWQ Classement	F de Fisher	REGWQ Classement
Oligochaetae	6,611*	BR - PE,PL	2.106	
Cladocera	8,944*	PE - BR,PL	2.001	
Ostracoda	18,940**	PE - BR - PL	6,708*	14,35 - 35,21,7
Cyclopoidae	6,063*	BR - PE - PL	2.277	
<i>Cloëon dipterum</i>	10,906**	PE - BR,PL	6,137*	35,14 - 14,21 - 7
<i>Caenis sp.</i>	0.775		0.327	
Zygopetere	1.479		0.262	
Heteroptera	11,030**	PE - PL,BR	0.435	
Chironomidae	4.106		1.679	
Acarina	10,990**	PE - PL,BR	4.241	

* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Tab. IV-10. Résultats des ANOVA à deux facteurs (type de substrat et durée d'exposition) et des tests de comparaisons multiples (REGWQ) sur les taxa les plus abondants des 3 types de substrats artificiels (PL, BR, PE). Les différences significatives ($p < 0.05$) des tests REGWQ sont classées suivant la densité des taxa (plus élevée à moins élevée). Modifié d'après CASEY & KENDALL (1996).

		Type de substrat (PL, BR, PE)		Durée d'exposition (7, 14, 21, 35 jours)	
		F de Fisher	REGWQ Classement	F de Fisher	REGWQ Classement
taxa					
Oligochaetae	<i>Chaetogaster sp.</i>	11,436**	PE-PL,BR	7,057*	14 - 7,35,21
	Lumbriculidae	5,227*	BR-PL,PE	1.076	
	Tubificidae	14,472**	BR-PL,PE	0.183	
Cladocera	<i>Chydorus sphaericus</i>	8,914*	PE-BR,PL	9,288*	14,7 - 35,21
	<i>Pleuroxus aduncus</i>	9,629*	PE-PL,BR	1.966	
Heteroptera	<i>Plea leachi</i>	6,897*	PE-PL,BR	0.886	
	<i>Naucoris maculatus</i>	26,180***	PE-PL,BR	9,189*	21,35 - 14,7
Chironomidae	Tanypodinae A	2.755		5,592*	21,35 - 14,7
	Tanypodinae B	0.884		13,474**	35 - 14,21 - 21,7
	Orthoclaadiinae	9,836*	PE-PL,BR	4.018	
	Tanytarsini	2.681		7,167*	35 - 21,14 - 14,7
	<i>Chironomus sp.</i>	88,949***	BR-PL,PE	1.542	

* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$

Ces résultats, ainsi que ce que nous avons observé sur l'ensemble des communautés, nous permettent de mettre en évidence des différences au niveau de l'attractivité des trois substrats artificiels testés dans le bassin GRA.

Ainsi, le substrat pélagique PE est apparu comme très sélectif pour *Chaetogaster*, décrit comme un oligochète nageur et prédateur (TACHET *et al.* 2000). Il a également été choisi par deux espèces de cladocères, *Chydorus sphaericus* et *Pleuroxus aduncus*, cette dernière étant préférentiellement trouvée sur les feuilles flottantes d'hydrophytes (AMOROS 1984). En outre, la structure complexe des éponges Scotch Brit® (feutrage dense et interstices) permet le dépôt des pontes d'invertébrés (nous avons constaté la présence de nombreuses

pontes d'hétéroptères) et offre un support pour de nombreuses espèces animales et végétales.

Le substrat PL (plante en plastique) semble quant à lui principalement sélectionner les nageurs actifs (coléoptères et hétéroptères) et affiche également un important turnover des espèces.

Ce turnover est également observé sur le substrat benthique BR. Cependant, ce dernier sélectionne principalement les oligochètes et les chironomes, ces derniers se nourrissant de bactéries qui décomposent la matière organique (TACHET *et al.* 2000). Par contre, ce substrat semble très sélectif pour le genre *Chironomus*, un organisme clé dans les habitats aquatiques eutrophisés ou perturbés (JOHNSON *et al.* 2001, PERY *et al.* 2003).

6-4. Une méthode de diagnostique utilisable en routine ?

Contrairement à ce qu'il se passe dans les milieux lotiques où la colonisation est essentiellement déterminée par un processus de dérive (MACKAY 1992, BOOTHROYD 1991, MIHALJEVIC *et al.* 1998), la colonisation est un phénomène actif en milieu lentique et sera donc contrôlée par l'attractivité du substrat envers l'organisme (BENOIT *et al.* 1998).

Au cours de l'expérimentation réalisée dans le bassin GRA, le substrat benthique PL est apparu comme le moins sélectif des trois substrats artificiels testés puisque l'ensemble des taxa observés dans le bassin l'ont colonisé à l'exception des mollusques. Le substrat PL semble donc être représentatif des communautés du milieu échantillonné et apparaît comme un dispositif simple et pratique à utiliser. Il permet en outre de réaliser un échantillonnage standardisé (très peu de variabilité entre réplicats) pouvant facilement être conduit par un personnel non spécialisé. Cependant, les substrats utilisés ont présenté un important turnover des taxa au cours du cycle d'exposition de 5 semaines (Fig. 1-11). Ce paramètre est donc à prendre en compte et met l'accent sur l'importance de la mise en place de suivis presque en continu si l'on veut réellement détecter des modifications importantes dans la structure des communautés aquatiques.

Cette méthode, qui induit peu d'impact sur l'écosystème à surveiller, mériterait tout de même d'être testée dans d'autres bassins de pluie autoroutiers afin de valider les résultats obtenus sur le bassin GRA.

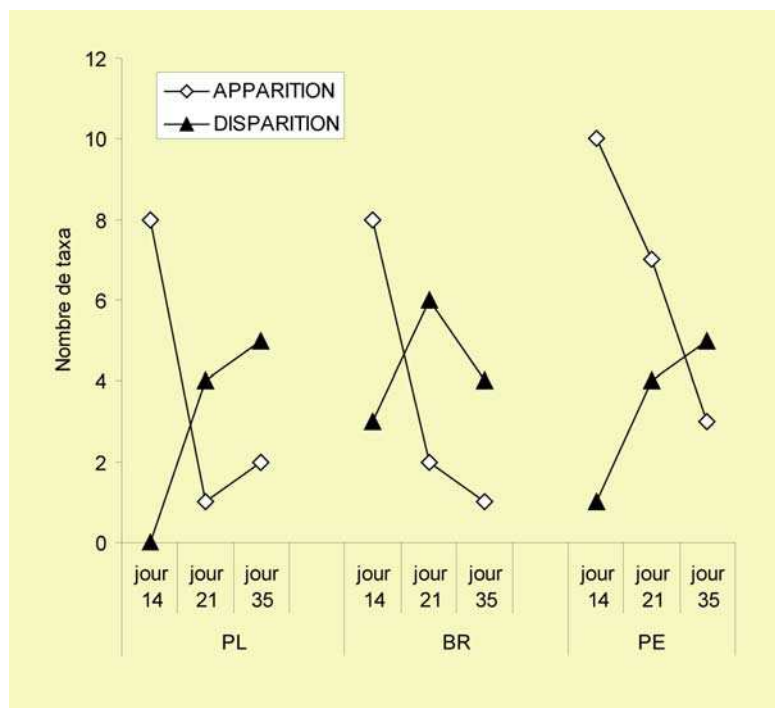


Fig. IV-12. Nombre d'apparitions de nouveaux taxa et de disparitions pour chaque type de substrat et pour chaque période

ARTICLES CONCERNANT LE CHAPITRE IV

ANNEXE A

Evaluation of a standardised sampling method for invertebrate monitoring in motorway stormwater retention ponds

Olivier SCHER¹, Kate E. McNUTT² & Alain THIÉRY¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² School of Biological Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK

Manuscrit en préparation

ANNEXE B

Assessment of the road pollution impact on the spatiotemporal dynamics of invertebrate communities found in motorway stormwater retention ponds.

Olivier SCHER¹, Régis CEREHINO² & Alain THIÉRY¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier, UMR C5576, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse cedex 4, France

Manuscrit en préparation

ANNEXE C

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

Olivier SCHER & Alain THIÉRY

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, Case 18, 13331 Marseille, France. E-mail address : olivier.scher@netcourrier.com

Publié dans *Hydrobiologia* (2005) 551 : 237 – 251

ANNEXE D

Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France

Olivier SCHER & Alain THIÉRY

Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

Publié dans *Bulletin de la Société Herpétologique de France* (2004) 111-112 : 25 – 36

ANNEXE F

Stormwater detention ponds as biodiversity islands ?

Olivier SCHER¹, Philippe CHAVAREN², Marc DESPREAUX² & Alain THIERY¹

¹Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

²ASF - DEDD, Quartier St-Anne, A7, échangeur d'Avignon Nord, Vedène, 84967 Le Pontet cedex, France

Publié dans *Archives des Sciences* (2004) 57 : 121 – 130

Quelle Nature pour les bassins autoroutiers ?

“One of the most important insights from current developments in ecology is that human disturbances are now among the most important factors shaping ecosystem change. Whereas classical ecology locates humans outside ecological systems, it is increasingly recognized that humans are an integral component of most ecosystems. Thus, strategies for biodiversity conservation cannot afford to overlook the active role of humans as primary agents of flux in ecosystems. Disturbance is thought to influence species diversity, system renewal, and ecosystem structure and function. As such, the role of humans must be considered as an integral component in ecological, evolutionary, and environmental processes. »

TABATHA J. WALLINGTON, RICHARD J. HOBBS & SUSAN A. MOORE

Ecology and Society (2005) 10(1): 15.

<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art15/>

1. Mares et bassins : des origines naturelles et anthropiques

Les mares naturelles ne représentent en nombre environ que 10 % des 600 000 mares estimées sur le territoire français (SAJALOLI & LIMOGES 2004). Leur origine est essentiellement liée à des processus géomorphologiques dont les principaux sont l'érosion et le colmatage (YAVERCOVSKI *et al.* 2004). De l'action de l'eau (dissolution des calcaires, action des cours d'eau) ou du vent (transport de sédiments fins, érosion éolienne) découle la formation de mares de différents types telles que les mares cupulaires (creusées dans des blocs de roche dure ou des dalles rocheuses), les dolines (résultant de dissolution et/ou d'effondrement karstiques), les mares liées à la dynamique fluviale ou bien les mares créées par des dépressions topographiques sur des sols argilo-limoneux relativement imperméables (YAVERCOVSKI *et al.* 2004). A cet inventaire, s'ajoutent les mares d'origine glaciaire et volcanique (SAJALOLI & LIMOGES 2004).

L'origine de 90 % des mares actuelles est donc anthropique. Un grand nombre a en effet été creusé dès le moyen-âge pour répondre à des usages domestiques (réserve d'eau et lavage du linge par exemple), agricoles (abreuvement des animaux, nettoyage des outils, élevage des poissons) et artisanaux (trempage de l'osier, des laîches pour la vannerie par exemple ; LIMOGES 2005). Nombre d'entre elles ont ensuite disparu avec l'abandon de ces pratiques. Des usages plus contemporains sont alors apparus. Nous trouvons par exemple des bassins destinés à la lutte contre l'incendie, des bassins créés dans un but récréatifs (pêche, ornementation, mares de jardin) et depuis la Loi sur l'eau (n°92-3, 1992) de nombreux bassins ont été construits le long des routes et autoroutes pour traiter les effluents routiers et lutter contre les inondations (cf. Introduction).

2. Que représentent les bassins de pluie autoroutiers pour la faune sauvage aquatique ?

2-1. Bilan faunistique : l'indéniable attrait des bassins autoroutiers

Notre étude, conduite dans six bassins autoroutiers situés en région méditerranéenne permet de faire un point sur l'utilisation de ces structures par des communautés prises dans la faune invertébrée et vertébrée. Au total, 82 taxa d'invertébrés (répartis en 42 familles), 29 espèces d'odonates et 5 d'amphibiens ont été identifiés. Parmi ces taxa, certains sont d'intérêt communautaire au titre de la Directive Habitats 92/43/CEE du 21 mai 1992. Il s'agit d'un odonate *Coenagrion mercuriale* (annexe II) et de 2 amphibiens *Bufo calamita* et *Hyla meridionalis* (annexe IV). Notons que l'annexe II liste les espèces dont la préservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (espèces dites prioritaires) et l'annexe IV des espèces qui nécessitent une protection particulièrement stricte.

Outre ces organismes, les bassins sont également utilisés (nourrissage, repos ou reproduction) par plusieurs espèces d'oiseaux (dont canard colvert, grèbe castagneux, mouette rieuse, héron cendré, gallinule poule-d'eau, bruant des roseaux, hirondelle rustique, goéland leucophaea, échasse blanche et chevalier guignette) ainsi que par deux espèces de mammifères, le ragondin et le rat musqué (ce dernier ayant même construit plusieurs huttes en *typha* dans un des bassins suivis). D'autres espèces ont été trouvées mortes, noyées dans les bassins, à savoir le rat noir (*Rattus rattus* LINNAEUS 1758), le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus* LINNAEUS 1758), le campagnol provençal (*Microtus duodecimcostatus* SELYS-LONGCHAMPS 1839), la crocidure musette (*Crocidura russula* HERMANN 1780) et le hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus* LINNAEUS 1758).

Nous pouvons ajouter à cet inventaire une espèce de poisson, le Gambusie (*Gambusia affinis* BAIRD & GIRARD 1853 ; présent dans le bassin ORA) ainsi que deux reptiles, la couleuvre à collier (*Natrix natrix* LINNAEUS 1758) et la tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans* WIED-NEUWIED 1839) présente dans ORA et MRB. Des individus juvéniles ont d'ailleurs été découverts dans ce bassin et pourraient provenir soit d'une reproduction réussie ou d'individus relâchés par des particuliers (bien que la commercialisation de cette espèce soit interdite en Europe depuis février 1990).

Cet inventaire met donc en évidence l'attractivité indéniable qu'exercent ces micro-zones humides méditerranéennes sur une faune variée à la fois invertébrée et vertébrée.

2-2. Une tendance observée dans d'autres régions

Nos résultats rejoignent ce qui avait été précédemment observé par QUILLET (1998) et SAJALOLI (2004) dans des bassins de rétention autoroutiers situés en Normandie, Ile de France et Sologne (Fig. V-1). Pour ce qui concerne les vertébrés, des espèces à caractère plutôt opportuniste y sont en particulier rencontrées, à savoir grenouille verte, rainette arboricole et triton palmé pour les amphibiens ; héron cendré, canard colvert, gallinule poule-d'eau, foulque macroule (*Fulica atra* LINNAEUS 1758), grèbe castagneux et mouette rieuse pour ce qui concerne les oiseaux et enfin ragondin, campagnol amphibie (*Arvicola sapidus* MILLER 1908) et rat musqué pour les mammifères. D'autres espèces, non strictement inféodées aux zones humides y sont également notées (e.g., chevreuil, fouine, lapin de garenne). Par contre de nombreuses espèces d'odonates fréquentent ces milieux avec une majorité de zygoptères dans ces deux études, alors que les anisoptères se sont avérés être plus nombreux au cours de notre suivi. Ces résultats sont à comparer avec l'inventaire réalisé par BISHOP et al. (2000) dans 15 bassins d'orage situés en Ontario (Canada) en 1997 et 1998. Ces derniers y ont observés 114 taxa de macroinvertébrés (dont 69 d'insectes, 23 d'annélides et 12 de mollusques), 7 espèces d'amphibiens, 71 espèces d'oiseaux, 4 espèces de reptiles (dont la tortue de Floride) et 8 espèces de mammifères (dont le rat musqué). Comparés aux mares naturelles, ils indiquent que les espèces notées dans les bassins d'orage sont globalement les mêmes mais que la richesse spécifique est très variable d'un bassin à l'autre, la qualifiant même de faible à moyenne.

Toutes ces études arrivent donc à la même conclusion : les bassins de pluie autoroutiers sont utilisés par un grand nombre d'espèces inféodées aux zones humides.

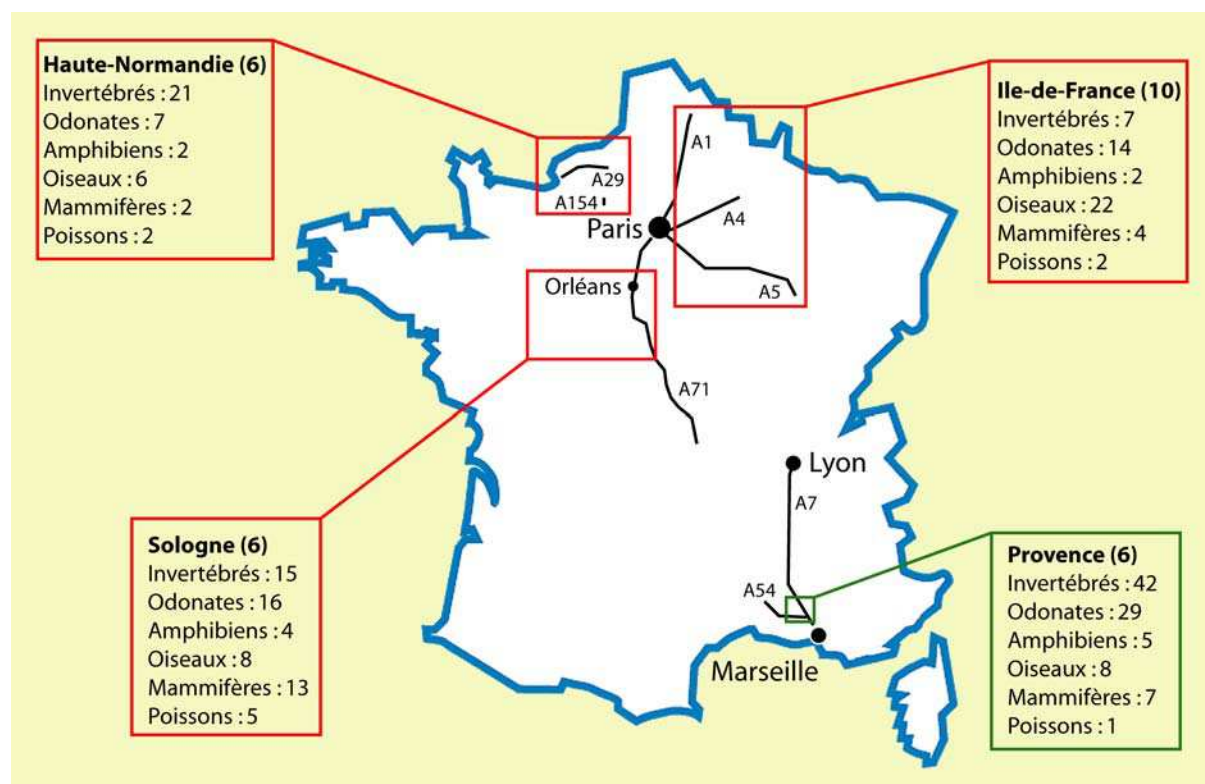


Fig. V-1. Localisation des études conduites sur la biodiversité des bassins de rétention autoroutiers de Haute-Normandie et Ile-de-France par QUILLET (1998), de Sologne (A71) par SAJALOLI (2004) et de Provence (notre étude). Dans chaque cadre sont indiqués, entre parenthèse, le nombre de bassins prospectés, le nombre de familles d'invertébrés identifiées ainsi que le nombre d'espèces pour tous les autres groupes.

2-3. Mares temporaires méditerranéennes et bassins de pluie autoroutiers

Au niveau des micro-zones humides, la région méditerranéenne se distingue par la présence de mares temporaires de différents types (mares cupulaires, poljés, dolines, lavognes, dayas du Maroc...) qui se caractérisent en particulier par la présence de branchiopodes (groupe de crustacés considérés comme primitifs caractérisés par leurs paires d'appendices peu différenciés, aplatis et foliacés servant à la fois à la locomotion et à la nutrition par filtration ; DEFAYE *et al.* 1998) et par une très grande richesse végétale composée majoritairement d'espèces rares ou menacées (GRILLAS *et al.* 2004). D'un point de vue faunistique, les mares temporaires méditerranéennes, considérées comme habitat prioritaire au titre de la Directive Habitats, abritent un grand nombre d'espèces rares et/ou endémiques. Parmi celles-ci, on trouve un grand nombre de crustacés (micro et macro-crustacés) capables de résister à l'assèchement du milieu, une très grande richesse en insectes (principalement hétéroptères et coléoptères) ainsi que de nombreux amphibiens qui utilisent ces sites pour accomplir leurs cycles de reproduction. GIUDICELLI & THIERY (1998) ont par exemple recensé près de 118 espèces d'insectes et 25 espèces de crustacés dans les mares (N = 5) de Crau, Catchéou et les mares cupulaires de la Colle du Rouet. THIERY (2002) a même recensé 95 espèces d'invertébrés dans la seule mare de Bonne-Cougne, ce qui représente une richesse remarquable dans un milieu temporaire. Néanmoins, seules 15 espèces d'odonates ont été observées par GIUDICELLI & THIERY dans les mares qu'ils ont suivies (1998) et 15 dans les mares de Gavoti et Bonne-Cougne (THIERY 2002).

Dans une mare, la richesse spécifique augmente, de façon typique, en fonction de la durée de mise en eau, ce qui revient à dire que les milieux permanents hébergent plus d'espèces que les milieux temporaires (COLLINSON *et al.* 1995, GIUDICELLI & THIERY 1998). La permanence de l'eau est d'ailleurs une variable suffisante pour expliquer la présence ou l'absence de nombreuses espèces (RUNDLE *et al.* 2002, JEFFRIES 2003, SANDERSON *et al.* 2005). De plus, les milieux temporaires abritent plus d'espèces rares et endémiques que les milieux permanents, ce qui leur confère une forte valeur patrimoniale (COLLINSON *et al.* 1995). Cette rareté est principalement liée à la présence d'espèces de stades pionniers, très spécialisées et peu compétitrices par rapport à des espèces plus généralistes. La richesse d'une mare est également dépendante du contexte spatial et en particulier de la présence d'autres mares, qu'elles soient permanentes ou semi-permanentes, dans son voisinage (DAVIES *et al.* 2004, SANDERSON *et al.* 2005). Il est donc probable que les assemblages faunistiques observés dans une mare temporaire entourée d'autres mares temporaires seront différents de ceux qui seraient observés si des mares permanentes étaient aussi présentes. Enfin l'influence des poissons, dont certains peuvent exercer une forte prédation à la fois sur les communautés de micro-crustacés (STEINER 2004) et de macro-crustacés (SPENCER *et al.* 1999), est largement limitée par les périodes d'assèchement caractéristiques des mares temporaires.

Contrairement à la majorité des sites naturels présents dans la région méditerranéenne, les bassins de pluie autoroutiers se distinguent par leur inondation permanente (hormis sécheresse exceptionnelle) liée à leur étanchéité (bâche) et à leur profondeur. Ce sont d'ailleurs les seules mares permanentes que nous avons trouvées dans la zone prospectée (cf. chapitre I). Par conséquent, ces nouveaux espaces créés par l'homme offrent des conditions écologiques nouvelles à des espèces qui étaient peut être défavorisées par l'assèchement de leur habitat ou tout simplement inexistantes dans la zone de création de ces bassins. Cet effet se traduit par un accroissement local de la biodiversité qui entraîne une augmentation de la « valeur » patrimoniale de ces habitats.

3. Des milieux à risque pour la faune ?

TOURAY & LEPILLER (1997), qui ont travaillé sur la contamination de l'eau et des sédiments de plusieurs bassins autoroutiers de l'A71, se posaient déjà la question du rôle de refuge que pouvaient représenter ces milieux pour la faune. Cependant, si ils ont observé que les bassins de type « rustiques » (*i.e.*, creusés dans la formation argilo-sableuse du sol) contenaient un sédiment relativement peu contaminé par le plomb, le zinc et le cadmium (55, 140 et 0.4 mg.kg⁻¹ respectivement), ils ont en revanche constaté que certains bassins situés sur l'A81, près de Laval, contenaient des concentrations très élevées de plomb et de zinc (de 1 à 2 g.kg⁻¹) dans leurs sédiments. Cet aspect, directement lié à l'objectif de fonctionnement de ces bassins, est le premier facteur à prendre en compte si l'on s'intéresse aux potentialités d'habitat que représentent ces milieux pour la faune sauvage.

Ainsi, BISHOP *et al.* (2000a, b), au cours de leur étude portant sur 15 bassins d'orage situés au Canada, ont démontré un effet toxique des sédiments de certains bassins sur le développement de l'éphémère *Hexagenia limbata* et du moucheron *Chironomus tentans*. En outre les communautés de macroinvertébrés étudiées présentaient toutes une structure particulière, systématiquement dominée par une ou un petit nombre d'espèces apparentées. Néanmoins, ils n'ont pas mis en évidence d'effet particulier sur la métamorphose de la grenouille léopard (*Rana pipiens* SCHREBER 1782). Ces observations ont été confirmées par KAROUNIA-RENIER & SPARLING (2001) et SPARLING *et al.* (2004) qui ont démontré une bioconcentration importante du cuivre et plus particulièrement du zinc chez de nombreux macroinvertébrés. Cependant, chez ces organismes, les voies d'accumulation et de stockage des métaux sont nombreuses et le dosage de leur concentration totale n'apporte pas forcément d'information sur leur toxicité réelle (RAINBOW 2002). Bien que pour l'instant, l'effet de la pollution sur la structure des communautés ne soit pas suffisamment exploré, BISHOP *et al.* (2000a, b) indiquent que ces milieux n'offrent pas des habitats de bonne qualité à la faune sauvage et mettent en avant le risque potentiel de contamination qu'ils représentent.

Notre étude a quant à elle permis de mettre en évidence une contamination importante des sédiments par des hydrocarbures, du cuivre et du zinc, plus marquée dans les bassins bâchés que dans les bassins à substrat naturel. Cependant les dosages de métaux réalisés (concentration totale) ne donnent pas une information interprétable en terme de biodisponibilité pour les organismes vivants. Si nous avons constaté la présence de zinc dans les œufs de gallinule poule-d'eau, nous n'avons en revanche pas mis en évidence de relation claire entre les variations de la qualité chimique du milieu et celles des communautés d'invertébrés aquatiques. Seule l'augmentation de la conductivité au cours de la période hivernale semble affecter la structure des communautés de ces organismes. De plus, la richesse batrachologique de ces sites semble être principalement imputable à la qualité de la matrice paysagère dans laquelle ils s'insèrent. Ainsi, l'isolement de ces sites dans la matrice paysagère (nombreux obstacles linéaires, connectivité limitée) ne permet pas forcément l'émigration des juvéniles vers de nouvelles mares. Ceci peut conduire à un appauvrissement génétique de la population à plus ou moins long terme puis à sa disparition (SEMLITSCH 2003). La mise en place d'un suivi démographique permettraient certainement de faire la lumière sur ces interrogations.

Le faible niveau de contamination constaté dans les bassins étudiés pose tout de même la question de l'efficacité des bassins de pluie autoroutiers vis à vis de la collecte de la pollution générée par la route.

Le climat singulier de la région méditerranéenne, caractérisé par une forte activité du vent et des précipitations très irrégulières (à la fois en fréquence et en intensité) semble en effet conduire à une dispersion importante des particules polluées dans l'environnement de la route. Ces conditions particulières réduisent donc l'efficacité des bassins vis à vis de la pollution chronique qu'ils sont censés piéger. Par contre, en cas de pollution ponctuelle liée par exemple à un accident, leur efficacité serait réelle, concentrant la pollution dans un seul bassin. Mais ce type d'événement, dont les conséquences sur les communautés aquatiques seraient certainement importantes, peut être qualifié d'anecdotique en regard des 1 430 bassins construits le long du réseau ASF.

4. Comment considérer ces nouveaux espaces écologiques ?

4-1. Urbanisation et biodiversité sont-ils compatibles ?

Les bassins de pluie autoroutiers ont avant tout un objectif technique, à la fois d'épuration de l'eau (pollution chronique et ponctuelle) et de protection des voies de circulation contre les inondations (SCHER *et al.* 2005). Les quelques études disponibles, dont la notre, ont cependant démontré que ces bassins étaient largement utilisés par la faune malgré leur situation dans des paysages très fragmentés et souvent fortement urbanisés.

Ces observations soulèvent la question de la place de la nature dans des paysages fortement transformés par l'homme et de notre rapport à ces espaces anthropiques. Cette question a même conduit à considérer les villes comme des écosystèmes à part entière étudiés dans la discipline de l'écologie urbaine (REBELE 1994).

L'urbanisation conduit à une fragmentation intense du paysage résultant en une mosaïque de patchs (ou taches) de différentes formes et tailles, qui sont de plus en plus petits et isolés quand on se rapproche du centre des villes (DICKMAN 1987). Ce dernier, qui a en particulier travaillé sur les populations de mammifères dans la ville d'Oxford (Royaume-Uni), s'est néanmoins aperçu que 74 % des espèces présentes dans la région l'étaient également dans le centre. Il explique cette richesse par le fait que les distances entre taches sont à priori assez faibles pour ne pas conduire à un isolement de populations de petite taille. La présence de mammifères dans une ville n'est donc pas empêchée par l'avancée des paysages urbains à condition qu'un certain degré de connectivité soit maintenu entre les populations.

BLAIR (1996) a quant à lui travaillé en Californie (Etats-Unis) sur la diversité des oiseaux le long de gradients d'urbanisation. Il a en particulier montré que la diversité était plus élevée dans des habitats modérément urbanisés (zone résidentielle, golf et parc) par rapport à des milieux naturels mais que cette augmentation résultait de la présence accrue d'espèces très répandue et opportunistes au détriment des espèces indigènes. Il a démontré que cet effet était lié (i) à une offre plus abondante et diversifiée de nourriture, (ii) à une diversité structurale (à la fois de la végétation et des immeubles) très élevée favorable à certaines activités comme le perchage et enfin (iii) à une utilisation accrue de l'eau et des fertilisants stimulant la production primaire. Cet exemple nous indique que si une certaine richesse peut effectivement être observée dans des milieux fortement anthropisés, elle tend vers une banalisation des espèces rencontrées et ne permet de conserver qu'un compartiment de la biodiversité.

La question de la valeur des sites artificiels est d'ailleurs posée par GENOT (2003) qui prend l'exemple d'une campagne de protection des oiseaux des carrières en eau. Dans un document de sensibilisation, La LPO (Ligue pour la Protection des Oiseaux) présente en effet la carrière comme un refuge pour des espèces rares. Cette attractivité est d'ailleurs renforcée par des aménagements comme la création ou l'entretien de milieux favorables, comme par exemple le reprofilage des berges, l'apport de remblais ou la création de hauts fonds et d'îlots. On peut en effet s'interroger sur l'opportunité de valoriser à tout prix des sites entièrement artificiels plutôt que de laisser évoluer les dynamiques naturelles de recolonisation dans ces sites en fin d'exploitation. Au travers de cet exemple de « jardinage », GENOT (2003) met l'accent sur la maîtrise de la nature dans le seul but de favoriser une biodiversité qui répond uniquement à des choix culturels alors que la gestion devrait considérer le changement comme inévitable.

4-2. Doit-on développer une gestion favorable à la biodiversité dans les bassins autoroutiers ?

La gestion d'un milieu implique aujourd'hui, pour les organismes qui en sont responsables, une intervention humaine plus ou moins importante d'ailleurs affichée dans les objectifs qui sont les leurs. Ainsi, « *gérer un milieu naturel, c'est agir (ou ne pas agir) pour conserver, voire augmenter, sa valeur patrimoniale ; cela peut consister à maintenir des activités traditionnelles, utiliser des techniques modernes ou simplement surveiller une évolution naturelle, afin d'entretenir ou de modifier un équilibre écologique, en fonction d'objectifs précis de conservation* » (RNF 1998).

Dans ce cadre conceptuel, au Royaume-Uni, par exemple, près de 7 000 nouvelles mares sont créées chaque année dont une majorité situées en zone urbaine, à savoir dans des jardins d'habitations (DAVIES *et al.* 2004, GASTON *et al.* 2005). Les mares construites en zones résidentielles répondent à un attrait croissant des gens vers un embellissement de leurs jardins et de nombreux guides ont d'ailleurs été édités dans ce sens.

S'interrogeant sur les potentialités de ces mares, DAVIES *et al.* (2004), tout en reconnaissant que la création de nouvelles mares est une composante importante des stratégies de conservation de ces milieux (GEE *et al.* 1997), ont cherché à identifier quels étaient alors les sites et les conditions les plus favorables pour ces actions. Selon eux, la première condition est de désigner des sites exempt de toute pollution. D'ailleurs Le Pond Conservation Trust (Royaume-Uni) a observé que les mares non polluées (quelque soit l'origine de la perturbation) abritaient en moyenne 25 % d'espèces en plus, dont une forte proportion d'espèces rares ou protégées par rapport à des mares perturbées par des actions anthropiques (*in* DAVIES *et al.* 2004). Ensuite, ces mares doivent être créées dans les environs de zones humides existantes afin de favoriser leur colonisation rapide. De plus ils recommandent de les incorporer dans un réseau de mares afin de faciliter les échanges entre elles et d'offrir des refuges aux espèces si les conditions deviennent défavorables à l'échelle d'une mare. Il a d'ailleurs été démontré que plusieurs petites mares contenaient souvent plus d'espèces qu'une seule grande (GEE *et al.* 1997, OERTLI *et al.* 2002). Toutefois, les espèces présentes à la fois dans des grandes et des petites mares seront moins exposées à une éventuelle extinction, ce qui revient à axer les mesures de protection dans la conservation de différents types de mares sans privilégier un type particulier (OERTLI *et al.* 2002, ANGELIBERT 2004).

De plus, GASTON *et al.* (2005) ont indiqué que les mares de jardins résidentiels, de par leur isolation, abritent peu d'espèces animales. Les communautés d'amphibiens sont d'ailleurs uniquement composées de grenouilles vertes ainsi que de tritons palmés et ponctués, ce qui confirme le caractère opportuniste de ces espèces.

Toutes ces études tendent à indiquer que les bassins de pluie autoroutiers ne sont pas forcément en adéquation avec des démarches de valorisation de la biodiversité. Ce sont en effet des milieux sous contrainte (pollution, proximité des routes) et situés dans des matrices paysagères souvent très fragmentées les isolant complètement d'autres mares ou zones humides (Fig. V-2).

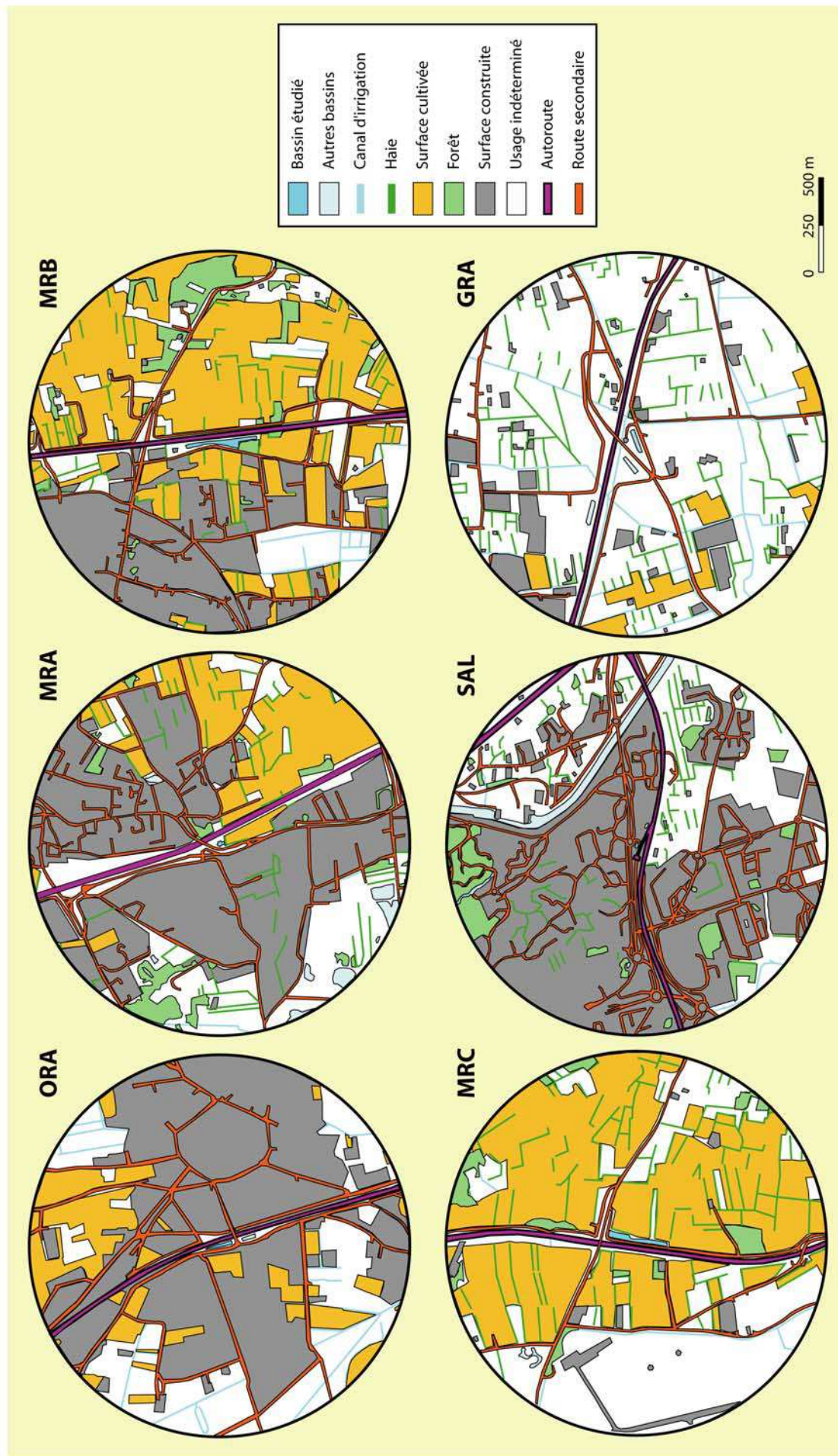


Fig. V-2. Matrices paysagères dans lesquelles s'insèrent les 6 bassins de pluie autoroutiers étudiés. Chaque cerle, de 1 000 m de diamètre est centré sur chacun des bassins.

Néanmoins, certains aménagements immédiats pourraient être réalisés qui permettraient une meilleure reproduction de la faune déjà installée. Nous pensons surtout aux odonates qui, particulièrement dans les bassins bâchés, se retrouvent piégés dans les cellules de déshuilage lors de leur émergence et finissent par y mourir (Fig. V-3). Ces ouvrages, construits en béton, offrent en effet des conditions d'adhérence optimales aux larves qui utilisent préférentiellement ces sites pour leur métamorphose par rapport aux surfaces bâchées (obs. pers.). Ce phénomène concerne en particulier les anisoptères. Il serait, par exemple, possible de réaliser une ouverture sur les grilles surplombant ces cellules de déshuilage afin de faciliter l'envol des imagos.

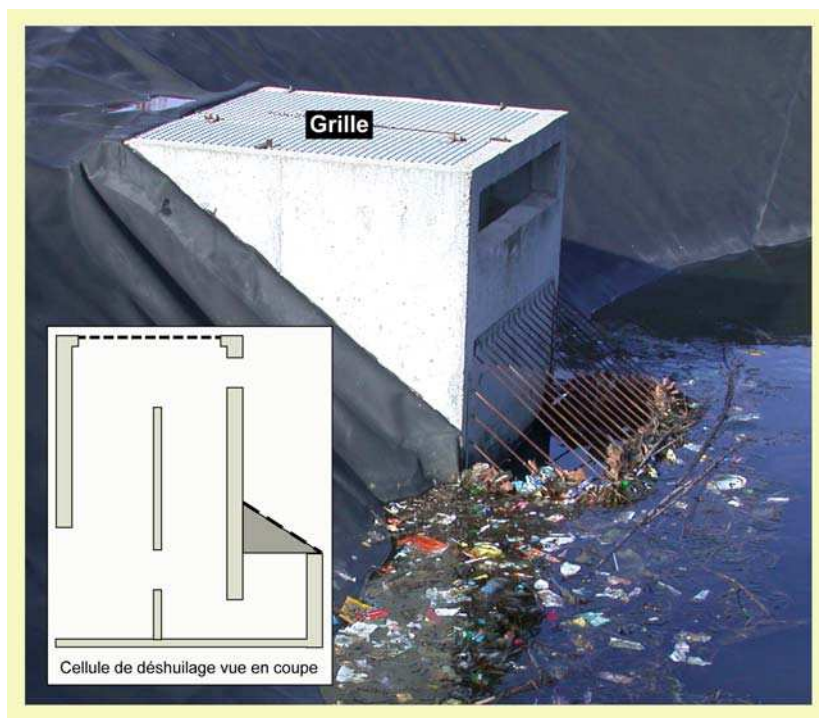


Fig. V-3. Cellule de déshuilage située dans le bassin GRA. Malgré l'existence d'une ouverture en façade, les imagos d'odonates restent prisonniers de cet ouvrage.

4-3. Nature anthropique et Nature vraie : où placer nos efforts ?

Les bassins de pluie autoroutiers, de part leur fonction technique ne peuvent pas être considérés comme des milieux naturels et encore moins comme des milieux de substitution pour la faune aquatique. Néanmoins leur fréquence le long des autoroutes et la diversité de leurs structures en font des sites expérimentaux intéressants pour appréhender les phénomènes de colonisation et de méta-populations qui pourraient avoir des implications importantes pour la conservation.

De plus, les connaissances acquises par le Pond Conservation Trust sur la création et la localisation optimales des mares dans une optique de conservation pourraient être utilisées en région méditerranéenne. Nous pourrions en effet tester si la biodiversité observée dans les bassins de bord d'autoroute est vraiment différente de celle que nous observerions dans un habitat naturel permanent. Nos observations préliminaires sont déjà fort encourageantes et ont permis de démontrer l'importance des caractéristiques micro-stationnelles pour expliquer les nombreuses différences constatées entre milieux partageant un même usage.

Les zones humides méditerranéennes sont largement menacées par la transformation du paysage qui conduit à la disparition de ces milieux et des communautés qui leur sont associées. Il serait donc plus opportun d'orienter les efforts de conservation vers les milieux naturels menacés plutôt que de chercher à valoriser des sites artificiels tels que les bassins de pluie autoroutiers.

ANNEXE C

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

Olivier SCHER & Alain THIERY

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, Case 18, 13331 Marseille, France. E-mail address : olivier.scher@netcourrier.com

Publié dans *Hydrobiologia* (2005) 551 : 237 – 251

ANNEXE F

Stormwater detention ponds as biodiversity islands ?

Olivier SCHER¹, Philippe CHAVAREN², Marc DESPREAUX² & Alain THIÉRY¹

¹Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

²ASF - DEDD, Quartier St-Anne, A7, échangeur d'Avignon Nord, Vedène, 84967 Le Pontet cedex, France

Publié dans *Archives des Sciences* (2004) 57 : 121 – 130

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A.C.E.M.A.V. (Association pour la Connaissance et l'Etude du Monde Animal et Végétal), 2003. Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. DUGUET R. & MELKI F. (eds), *Biotope, Mèze*, 480 pp.
- ADDINSOFT, 2003. XLSTAT version 6.1.9. <http://www.xlstat.com>.
- AGUILAR (D') J. & DOMMANGET J.-L., 1998. Guide des libellules d'Europe et d'Afrique du Nord. *Delachaux et Niestlé, Lausanne*, 463 pp.
- AGUILERA P.A., GARRIDO-FRENICH A.G., TORRES J.A., CASTRO H., MARTINEZ VIDAL J.S. & CANTON M., 2001. Application of the Kohonen neural network in coastal water management: methodological development for the assessment and prediction of water quality. *Water Res.* **35**: 4053-4062.
- AMOROS C., 1984. Crustacés cladocères. *Bull. mens. Soc. Linn. Lyon* **53**(3-4). 63 pp.
- ANDERSON R.O., 1959. A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. *Limnol. Oceanogr.* **4**: 223-225.
- ANDERSON A.M., 1990. Selected methods for the monitoring of benthic invertebrates in Alberta rivers. *Environmental Quality Monitoring Branch, Environmental Assessment Division, Alberta Environment, Edmonton, Alberta*, 41 pp.
- ANGÉLIBERT S. & GIANI N., 2003. Dispersal characteristics of three odonate species in a patchy habitat. *Ecography* **26**: 13-20.
- ANGÉLIBERT S., 2004. Etude des mares du parc naturel régional des causses du Quercy: Fonctionnement, biodiversité et connectivité inter-mares. Propositions pour l'entretien et la sauvegarde. *Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse*, 127 pp.
- ANONYME, 1999. *Le manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne EUR 15/2*. Commission Européenne DG Environnement, Natura 2000, 132 pp. In GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C. (2004), Les mares temporaires méditerranéennes, Vol. 1, *Station biologique de la Tour du Valat*, 119 pp.
- ANTHONY B.P., 2002. Results of the first batrachian survey in Europe using road call counts. *Alytes* **20**: 55-66.
- ARNOLD N. & OVENDEN D., 2002. Reptiles and Amphibians. Britain and Europe. *Harper Collins Publishers, London*, 288 pp.
- A.S.F. (Autoroutes du Sud de la France), 1998. Nature, paysage et autoroutes. La vie cachée des dépendances vertes. 43 pp. (non publié).
- A.S.F. 2003. Rapport développement durable 2003. 33 pp. (non publié)
- ASKEW R.R., 2004. The dragonflies of Europe. *Harley Books, Colchester*.
- ATILLA N., WETZEL M.A. & FLEEGER J.W., 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **287**: 273-287.
- AURIGI S., FOCARDI S., HULEA D. & RENZONI A., 2000. Organochlorine contamination in bird's eggs from the Danube Delta. *Environ. Poll.* **109**: 61-67.
- BARBAULT R., 2004. Biodiversité. In *Notions, Encyclopaedia Universalis*. pp. 100-101.
- BARBE J., LAFONT M., MALLET L., MOUTHON J., PHILIPPE M. & VEY V., 2003. Actualisation de la diagnose rapide des plans d'eau. Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. *CEMAGREF ed.*, 108 pp.

- BARBOSA A.E. & HVIKVED-JACOBSEN T., 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Sci. Total Environm.* **235**: 151-159.
- BEAUMONT A., HOURDRY J., VERNIER J.M. & WEGNEZ M., 1994. Développement. *Dunod ed., Paris*. 282 pp.
- BEGON M.E. & TOWNSEND C.R., 1998. Ecology. *Heidelberg, Berlin, Spektrum Akademischer Verlag*, 380 pp.
- BEJA P. & ALCAZAR R., 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.* **114**: 317-326.
- BENBOW M.E. & MERRITT R.W. 2004. Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands* **24**: 68-76
- BENNETT A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In SAUNDERS D.A. & HOBBS R.J. (eds) *Nature Conservation 2: The role of corridors*, pp. 99-118. *Surrey Beatty & Sons*.
- BENOÎT H.P., POST J.R., PARKINSON E.A. & JOHNSTON N.T., 1998. Colonization by lentic macroinvertebrates: evaluating colonization processes using artificial substrates and appraising applicability to the technique. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**: 2425-2435.
- BERBEE R., RIJS G., DE BROUWER R. & VAN VELZEN L., 1999. Characterization and treatment of runoff from highways in the Netherlands paved with impervious and pervious asphalt. *Water Environm. Res.* **71**: 183-190.
- BERG VAN DEN M.S., SCHEFFER M., NES VAN E. & COOPS H., 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing eutrophication level. *Hydrobiologia* **408/409**: 335-342
- BERGER W.H. & PARKER F.L., 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* **168**: 1345-1347
- BERNY P., SADOUL N., DOL S., VIDEMAN B., KAYSER Y. & HAFNER H., 2002. Impact of local agricultural and industrial practices on organic contamination of little egret (*Egretta garzetta*) eggs in the Rhône delta, Southern France. *Environ. Toxicol. Chem.* **21**: 520-526.
- BIGGS B.J.F., FRANCOEUR S.N., HURYN A.D., YOUNG R., ARBUCKLE C.J. & TOWNSEND C.R., 2000. Trophic cascades in streams: effects of nutrient enrichment on autotrophic and consumer benthic communities under two different fish predation regimes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1380-1394.
- BIGGS J., CORFIELD A., WALKER D., WHITFIELD M. & WILLIAMS P., 1994. New approaches to the management of ponds. *Br. Wildlife* **5**, 273-287.
- BIGGS J., WILLIAMS P., WHITFIELD M., FOX G. & NICOLET P., 2000. Biological techniques of still water quality assessment. Phase 3. Method development. *Environment Agency R&D Technical Report E110. Environment Agency, Bristol*.
- BILTON D.T., FREELAND J.R. & OKAMURA B., 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Ann. rev. Ecol. Syst.* **32**: 159-181.
- BISHOP C.A., CHEK A.A., KOSTER M.D., HUSSELL D. & JOCK K., 1995. Chlorinated hydrocarbons and total mercury in sediments, red-winged blackbirds and tree swallows from wetlands in the Great Lakes-St. Lawrence river basin. *Environ. Toxicol. Chem.* **14**: 491-502.
- BISHOP C.A., STRUGER J., DUNN L., FORDER D.R. & KOK S., 1999. Stormwater detention ponds of Southern Ontario: Are they a risk to wildlife? Great lake fact sheet. *Minister of Public Works and Government Services Canada*. 12 pp.
- BISHOP C.A., STRUGER J., BARTON D.R., SHIROSE L.J., DUNN L., LANG A. L. & SHEPHERD D., 2000a. Contamination and Wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Qual. Res. J. Canada* **35**: 399-435.

- BISHOP C.A., STRUGER J., BARTON D.R., SHIROSE L.J., DUNN L., LANG A.L. & SHEPERD D., 2000b. Contamination and Wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. *Water Qual. Res. J. Canada* **35**: 437-474.
- BLAIR R.B., 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Applic.* **6**: 506-519.
- BLAIZE D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). *INRA éditions, Paris*, 408 pp.
- BLAYO F. & DEMARTINES P., 1991. Data analysis: how to compare Kohonen neural networks to other techniques? In: *IWANN'91, International Workshop on Artificial Neural Networks*. PRIETO A. (ed.). *Heidelberg Springer, Berlin*, p. 469.
- BLONDEL J., 1995. Biogéographie, approche écologique et évolutive. *Masson, Paris*, 297 pp.
- BLONDEL J. & ARONSON J., 1999. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. *Oxford University Press, Oxford*, 328 pp.
- BOHEMEN (VAN) H.D., 1998. Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecol. Engin.*, **11**: 199-207.
- BOHONAK A.J. & JENKINS D.G., 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecol. Lett.* **6**: 783-796.
- BOISTEL R. 2003. La communication des anoues. In *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. ACEMAV, DUGUET. R. & MELKI F. (eds), *Biotope, Mèze*, 480 pp.
- BOIX D., SALA J. & MORENO-AMICH R., 2001. The Faunal composition of Espolla pond (N.E. Iberian Peninsula): The Neglected Biodiversity of temporary waters. *Wetlands* **21**: 577-592.
- BOIX D., SALA J., QUINTANA X.D. & MORENO-AMICH R., 2004: Succession of the animal community in a Mediterranean temporary pond. *J. North Am. Benthol. Soc.* **23**(1): 29-49.
- BOOTHROYD I.K.G. & DICKIE B.N., 1991. Macroinvertebrate drift and community colonization on perplex artificial substrates in the Ohinemuri River, New-Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* **25**: 167-176.
- BOVET P., 2005. La route, voie sans issue. *Manière de voir*, **81**: 22-24.
- BOXALL A.B.A. & MALTBY L., 1997. The Effects of Motorway runoff on freshwater ecosystems: 3. Toxicant confirmation. *Archiv. Environ. Contamin. Toxicol.* **33**: 9-16.
- BRENDONCK L. & RIDDOCH B., 1999. Wind-borne short-range egg dispersal in anostracans (Crustacea: Branchiopoda). *Biol. J. Linn. Soc.* **67**: 87-95.
- BRIDGES C.M., 1999. Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. *J. Herpetol.* **33**: 303-306.
- BRIDGES C.M. & SEMLITSCH R.D., 2000. Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conserv. Biol.* **14**: 1490-1499.
- BRIDGES C.M., DWYER F.J., HARDESTY D.K. & WHITES D.W., 2002. Comparative contaminant toxicity: are amphibian larvae more sensitive than fish?. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* **69**: 562-569.
- BROCK M.A., NIELSEN D.L. & CROSSLÉ K., 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology* **50**: 1376-1390.
- BRÖNMARK C. & HANSSON L.-A., 1998. The biology of lakes and ponds. *Oxford University Press*, 215 pp.

- BRONSTAD J.O. & FRIESTAD H.O., 1985. Behavior of glyphosate in the aquatic environment. Chapter 13 In Grossbard E. & Atkinson D. (eds), *The herbicide glyphosate. Butterworth and Co., Ltd., U.K.* pp. 200-205.
- BROOKS R.T., 2000. Annual and seasonal variation and the effect of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest ("vernal") ponds in central Massachusetts, USA. *Wetlands*, **20**: 707-715.
- BUIKEMA, A.L. & VOSHELL, J.R. 2001. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **10**: Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds). *Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts*, pp. 344–398.
- BULÁNKOVÁ E., 1997. Dragonflies (Odonata) as bioindicators of environment quality. *Biol. Bratislava* **52**: 177-180.
- BURNHAM K.P. & OVERTON W.S., 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* **65**: 623-633.
- BURNHAM K.P. & OVERTON W.S., 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* **60**: 927-936.
- CAIRNS J., 1982. Artificial substrates. CAIRNS J. (ed.). *Ann. Arbor Sci. Publishers, Ann Arbor, Michigan*.
- CAMPANA M.A., PANZERI A.M., MORENO V.J. & DULOUT F.N., 2003. Micronuclei induction in *Rana catesbeiana* tadpoles by the pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin. *Genet. Mol. Biol.* **26**: 99-103.
- CASEY R.J. & KENDALL S.A., 1996. Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **341**: 57–64.
- C.C.F.A. (Comité des Constructeurs Français d'Automobiles) 2005. www.ccfa.fr
- CÉRÉGHINO R., GIRAUDÉL J.L. & COMPIN A., 2001. Spatial analysis of stream invertebrates distribution in the Adour-Garonne drainage basin (France), using Kohonen self organizing maps. *Ecol. Model.* **146**: 167-180.
- CHAMPEAU A. & THIÉRY A., 1990. Les Crustacés Entomostracés des eaux stagnantes de Corse. Importance particulière des espèces monovoltines méditerranéennes de copépodes calanoïdes et d'anostracés dans le Sud-Est de l'île. *Bull. Soc.Zool. Fr.* **115**: 55-75.
- CHAO A., 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* **11**, 265-270.
- CHAO A., 2004. Species richness estimation. In N. Balakrishnan, Read C.B. & Vidakovic B. (eds), *Encyclopedia of Statistical Sciences. Wiley, New York. In press.*
- CHAO A., CHAZDON R.L., COLWELL R.K. & SHEN T.-J. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.*, **8**: 148–159.
- CHAPIN III F.S., ZAVALA E.S., EVINERS V.T., NAYLOR R.L., VITOUSEK P.M., REYNOLDS H.L., HOOPER D.U., LAVOREL S., SALA O.E., HOBBIE S.E., MACK M.C & DIAZ S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**: 234-242.
- CHASE J.M., 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* **136**:489–498.
- CHEYLAN M., 2004. Mares temporaires dans le Sud de la France: un bilan parfois positif en nombre mais toujours négatif en qualité. Encadré 34, p. 61. In GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C., *Les mares temporaires méditerranéennes*, Vol. 1, *Station biologique de la Tour du Valat*, 119 pp.
- CHON T.S., PARK Y.S., MOON K.H., CHA E. & PA. Y., 1996. Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecol. Model.* **90**: 69-78.

- CIANCIARA S., 1979. Life cycles of *Cloeon dipterum* (L.) in natural environment. *Polsk. arch. hydrobiol.* **26**: 501-13.
- CLARK, T.E. & SAMWAYS M.J., 1996. Dragonflies (Odonata) as Indicators of Biotope Quality in the Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.* **33**: 1001-1012.
- CLARKE K.D., KNOECHEL R. & RYAN P.M., 1997. Influence of trophic role and life-cycle duration on timing and magnitude of benthic macroinvertebrate response to whole-lake enrichment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 89-95.
- CLEMENTS F.E., 1936. Nature and structure of the climax. *J. Ecol.* **24**: 252-284.
- CLEMENTS W.H., HASSEL J.H., CHERRY D.S. & CAIRNS J., 1989. Colonization, variability, and the use of substratum-filled trays for biomonitoring benthic communities. *Hydrobiologia* **173**: 45-53.
- CLEMENTS C., RALPH S. & PETRAS M., 1997. Genotoxicity of select herbicides in *Rana catesbeiana* tadpoles using the alkaline single-cell gel DNA electrophoresis (comet) assay. *Environ Molec Mutagen.* **29**: 277-288.
- CLEMENTS W.H. & NEWMAN M.C., 2002. Community ecotoxicology. Hierarchical Ecotoxicology Series. John Wiley & Sons, Chichester, England. 336 pp.
- CLIFFORD H.F., GOTCEITAS V. & CASEY R.J., 1989. Roughness and color of artificial substratum particles as possible factors in colonization of stream invertebrates. *Hydrobiologia* **175**: 89-95.
- COLLINSON N.H., BIGGS J., CORFIELD A., HODSON M.J., WALKER M.J., WHITFIELD M. & WILLIAMS P.J., 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol. Conserv.* **74**: 125-133.
- COLWELL R.K. & CODDINGTON J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc., (Series B)* **345**: 101-118.
- COLWELL R.K., MAO C.X. & CHANG J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* **85**, 2717-2727.
- COLWELL R.K. 2005. EstimateS 7.50. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- CONNELL J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and tropical reefs. *Science* **199**: 1302-1310.
- CONRAD K.F., WILLIAMS K.H., HARVEY I.F., THOMAS C.J. & SHERRATT T.N., 1999. Dispersal characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography* **22**: 524-531.
- CORBET P.S., 1999. Dragonflies - Behavior and Ecology of Odonata. Harley Books, New York, 829 pp.
- COTTENIE K., NUYTTEN N., MICHELS E. & DE MEESTER L., 2001. Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia* **442**: 339-350.
- CROCHET P.-A., CHALINE O., CHEYLAN M. & GUILLAUME C.P., 2004. No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biol. Conserv.* **119**: 297-304.
- CROMAR G.L. & WILLIAMS D.D., 1991. Centrifugal flotation as an aid to separating invertebrates from detritus. *Hydrobiologia* **209**: 67-70.
- CSF (Comité des Salines de France). 2005. <http://www.salines.com/>
- DAGET P., 1977. Le bioclimat méditerranéen: caractères généraux, modes de caractérisation. *Vegetatio* **34**: 1-20.
- DAVIES B.R., BIGGS J., LEE J.T. & THOMSON S., 2004. Identifying optimum locations for new ponds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* **14**: 5-24.
- DAVODEAU E., 2001. Rural ! Chronique d'une collision politique. Guy Delcourt Productions, Paris, 139 pp.

- DEFAYE D., RABET N. & THIÉRY A., 1998. Atlas et bibliographie des crustacés branchiopodes (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata) de France métropolitaine. *Collection Patrimoines Naturels*, 32, Paris, SPN / IEGB / MNHN, 61 pp.
- DELLA BELLA, V., BAZZANTI, M. & CHIAROTTI, F. 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**, 583-600.
- DENOËL M., 2003. How do paedomorphic newts cope with lake drying? *Ecography* **26**: 405-410.
- DESCHOMETS G. 2001. Les adjuvants du glyphosate. *La Défense des Végétaux* **541**: 14-16.
- DESPAX R., 1920. Contribution à l'étude de la faune pyrénéenne: le triton palmé dans les Pyrénées. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse* **48**: 47-55.
- DICKMAN C.R., 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *J. Appl. Ecol.* **24**: 337-351.
- DIRECTIVE 91/271/CEE, 1991. Relative au traitement des eaux urbaines résiduelles. *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 30 Mai 1991 pp L 135/40-52
- DOBSON A.P., 1998. Conservation and Biodiversity. *Scientific American Library*, New York, 264 pp.
- DODD J.M. & CALLAN H.G., 1955. Neoteny with goiter in *Triturus helveticus*. *Quart. J. Microsc. Sci.* **96**: 121-128.
- DODDS W. K., 2002. Freshwater Ecology. *Academic Press*, California, 569 pp.
- DOMMANGET J.L., 2002. Protocole de l'Inventaire cartographique des Odonates de France (Programme INVOD). M.N.H.N., S.F.O., 64 pp.
- DOMMANGET J.L., DOMMANGET C. & DOMMANGET T. (coord.) 2002. Inventaire cartographique des Odonates de France (Programme INVOD). Bilan 1982-2000. *Martinia* **18** (suppl. 1): 1-68.
- DONK VAN E. & BUNDEVAN DE W., 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms *Aquat. Bot.* **72**: 261-274.
- DOWNING J.A., 1979. Aggregation, transformation, and the design of benthos sampling programs. *J. Fish. Res. Board Canada* **36**: 1454-1463.
- DURAND C., 2003. Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. *Thèse. Université de Poitiers*, 248 p.
- DURAND C., RUBAN V. & LEGRET M., 2004. Caractérisation physico-chimique des sédiments de deux bassins de retenue des eaux pluviales: Wissous (urbain) et Ronchin (routier). *Bull. Lab. Ponts et Chaussées* **252-253**: 119-134.
- DUELLMAN W.E. & TRUEB L., 1986. Biology of amphibians. *McGraw-Hill*, New York, 670 pp.
- DUGUET R., & MELKI M., in ACEMAV coll. 2003. Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. DUGUET. R. & MELKI, F. (eds), *Biotope, Mèze, France*. 480 pp.
- DZEROSKI S., GRBOVIC J. & WALLEY W.J., 1998. Machine learning applications. In: Biological classification of river water quality.
- EINOT I. & GABRIEL K.R., 1975. A Study of the Powers of Several Methods of Multiple Comparisons. *J. Am. Stat. Assoc.* **70**: 351.
- EMBERGER L., 1930. Sur une formule climatique applicable en géographie botanique. *C. r. Acad. Sci., Paris*, **191**: 389-390.
- FAHRIG L., 2001. How much habitat is enough? *Biol. Conserv.* **100**: 65-74.

- FAIRCHILD G.W., FAULDS A.M. & MATTA J.F., 2000. Beetle assemblages in ponds: effect of habitat and site age. *Freshwater Biol.* **44**: 523-534.
- FÄRM C., 2001. Accumulation of sediment and heavy metals in a stormwater detention pond. Novatec, 4th Int. Conf. on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage, Lyon, France, 25-27 June 2001.
- FENG S., KONG Z, WANG X, ZHAO L & PENG P., 2004. Acute toxicity and genotoxicity of two novel pesticides on amphibian, *Rana N. Hallowell*. *Chemosphere* **56**:457-63.
- FORMAN, R.T.T., SPERLING D., BISSONETTE J.A., CLEVINGER A.P., CUTSHALL C.D., DALE V.H, FAHRIG L., FRANCE R., GOLDMAN C.R., HEANUE K., JONES J.A., SWANSON F.J., TURRENTINE T. & WINTER T.C., 2003. Road ecology. *Island press, Washington*, 481 pp.
- FORMAN D.W. & BRAIN P.F., 2004. Reproductive strategies used by moorhens (*Gallinula chloropus*) colonizing an artificial wetland habitat in South Wales. *J. Nat. Hist.* **38**: 389-401.
- FOWLER J., COHEN L. & JARVIS P., 1998. Practical Statistics for field biology. *John Wiley and Sons Editions*. 259 pp.
- FRANCE R.L., 1997. Macroinvertebrate colonization of woody debris in canadian shield lakes following riparian clearcutting. *Conserv. Biol.* **11**: 513-521.
- FRANCIS D.R. & KANE T.C., 1995. Effect of substrate on colonization of experimental ponds by Chironomidae (Diptera). *J. Freshwat. Ecol.* **10**: 57-63.
- FRIDAY L.E., 1987. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwat. Biol.* **18**:87-104.
- FRONTIER S., 1982. Réflexions pour une théorie des écosystèmes. *Bull. Ecol.* **8**(4): 445-464.
- GABRION J., 1976. La néoténie chez *Triturus helveticus* Raz. Etude morpho-fonctionnelle de la fonction thyroïdienne. *Thèse Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier*, 489 pp.
- GABRION J., SENTEIN P. & GABRION C., 1978. Les populations néoténiques de *Triturus helveticus* Raz. des Causses et du Bas-Languedoc. II. Ecologie. *La Terre et la Vie* **32**: 577-606.
- GASTON K.J., SMITH R.M., THOMPSON K. & WARREN P.H., 2005. Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiver. Conserv.* **14**: 395-413.
- GAUSSEN H., 1954. Théorie et classification des climats et microclimats. *VII^{ème} Congrès International de Botanique*, pp. 125-30.
- GAUTHIER L., 1996. The amphibian micronucleus test, a model for *in vivo* monitoring of genotoxic aquatic pollution. *Alytes* **14**: 53-84.
- GAUTHIER L. & FERRIER V. 2004. Effluents autoroutiers et tests de toxicité. In: GASSER M., VARLET J., BAKALOWICZ M. (Eds), Autoroutes et aménagements. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, pp 135-150.
- GEE J.H.R., SMITH B.D., LEE K.M. & GRIFFITHS S.W., 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* **7**: 91-104.
- GELDER VAN J.J., 1973. Ecological observations on Amphibia in the Netherlands. II. *Triturus helveticus* Razoumowski: migration, hibernation and neoteny. *Netherl. J. Zool.* **23**: 86-108.
- GENELETTI D., 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environm. Impact Assess. Rev.* **23**: 343-365.
- GENOT J.-C., 2003. Quelle éthique pour la Nature? *Edisud ed., Aix-en-Provence*, 191 pp.
- GEROUDET P., 1978. Grands échassiers, Gallinacés et Râles d'Europe. *Delachaux et Niestlé, Lausanne*.

- GIRAUDEL J.L. & LEK, S., 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecol. Model.* **146**: 329-339.
- GIRAUDEL J.L., AURELLE D., BERREBI P. & LEK, S., 2001. Application of the Self-organizing mapping and fuzzy clustering to microsatellite data: how to detect genetic structure in brown trout (*Salmo trutta*) populations. In: Artificial neural networks, applications to ecology and evolution. LEK S. & GUÉGAN J.F. (Eds). Springer-Verlag, (in press).
- GIUDICELLI J. & THIÉRY A. 1998. La faune des mares temporaires, son originalité et son intérêt pour la biodiversité des eaux continentales méditerranéennes. *Ecol. Mediterr.* **24**: 135-143.
- GOULD S.J., 1977. Ontogeny and phylogeny. *Belknap Press*, 502 p.
- GOPAL B., JUNK W.J., & DAVIS J.A., 2001. Biodiversity in wetlands: assessment function and conservation. *Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands*, 311 pp.
- GOTELLI N., & COLWELL R.K., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* **4** 379-391.
- GOUTNER V., PAPAGIANNIS I. & KALFAKAKOU V., 2001a. Lead and cadmium in eggs of colonially nesting waterbirds of different position in the food chain of Greek wetlands of international importance. *Sci. Total Environ.* **267**: 169-176.
- GOUTNER V., ALBANIS T., KONSTANTINOI I. & PAKONSTANTINOI K., 2001b. PCBs and organochlorine pesticide Residues in eggs of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) in the North-Eastern Mediterranean. *Mar. Poll. Bull.* **42**: 377-388.
- GREEN A.J., FIGUEROLA J. & SANCHEZ M.I. 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecol.* **23**: 177-189.
- GRIFFITHS R.A., 1996. Newts and Salamanders of Europe. *Poyser Natural History, London*, 188 p.
- GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C., 2004. *Les mares temporaires méditerranéennes*, Volume 1, Station biologique de la Tour du Valat, 119 pp.
- GUERIN C., 1994. L'activité des oligochètes aquatiques à l'interface sédiment-eau: étude analytique et conséquences écologiques. *Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier de Toulouse*, 219 pp.
- HALL T.J., 1982. Colonising macroinvertebrates in the upper Mississippi River with a comparison of basket and multiplate samplers. *Freshwat. Biol.* **12**: 211-215.
- HAMERS T., SMIT L.A.M., BOSVELD A.T.C., VAN DEN BERG J.H.J., KOEMAN J.H. & VAN SCHOOTEN F.J., 2002. Lack of a distinct gradient in biomarker responses in small mammals collected at different distances from a highway. *Arch. Environm. Contaminat. Toxicol.* **43**: 345-355.
- HAMMER Ø. & HARPER D.A.T., 2005. PAST (Palaeontological Statistics) vers. 1.33b. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.
- HARES R.J. & WARD N.I., 1999. Comparison of the heavy metal content of Motorway Stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Sci. Total Environm.* **235**: 169-178
- HAZELL D., HERO J.M., LINDENMAYER D. & CUNNINGHAM R., 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biol. Conserv.* **119**: 61-71
- HECNAR S.J. & M'CLOSKEY R.T., 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* **77**: 2091-2097.
- HECNAR S.J. & M'CLOSKEY R.T., 1998. Species richness patterns of amphibians in south-western Ontario ponds. *J. Biogeogr.* **25**: 763-772.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R., 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). *Société Française d'Odonatologie, Bois d'Arcy*.

- HELS T. & BUCHWALD E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biol. Conserv.* **99**: 331-340.
- HEURTEAUX P. & MARAZANOF F. 1965. Une méthode de prélèvement quantitatif en écologie aquatique. *Annal.Limnol.* **1**: 191-196.
- HEYER W.R., DONELLY M.A., MCDIARMID R.W., HAYEK L.-A.C. & FOSTER M.S., 1994. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for Amphibians. *Biological Diversity Handbook Series. Washington, Smithsonian Institution Press*, 364 pp.
- HILDEBRAND L.D., SULLIVAN D.S & SULLIVAN T.P., 1980. Effects of Roundup® herbicide on populations of *Daphnia magna* in a forest pond. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **25**:353-357.
- HULL A., 1997. The pond *life* project: a model for conservation and sustainability. In: *British pond Landscape, Proc. UK Conf. Pond Life project*. Boothby, J. (Ed.). Pond *Life* project, p. 101.
- HUTCHINSON G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* **52**: 415-427.
- I.F.E.N., (Institut Français pour l'Environnement) 1995. La géographie des émissions polluantes par département. Les données de l'environnement **12**: 4 pp.
- I.F.E.N., 2001. Transport routier et nuisances atmosphériques, des efforts à poursuivre. Les données de l'environnement **69**: 4 pp.
- I.F.E.N. 2002. Chiffres clés de l'environnement 2002, 24 pp.
- I.F.E.N. 2003. L'artificialisation s'étend sur tout le territoire. Les données de l'environnement **80**, 4 pp.
- I.F.E.N. 2004. Les pesticides dans les eaux, Sixième bilan annuel, Données 2002. *Etudes et Travaux* **42**.
- I.F.E.N. 2004. L'épuration des eaux usées urbaines. Les données de l'environnement **98**, 4 pp.
- I.N.E.R.I.S. (Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques), 2002. <http://chimie.ineris.fr/fr/index.php>
- I.O.M.C. (Programme inter-organisme pour la gestion rationnelle des produits chimiques), 1999. Lignes directrices pour l'identification des PCB et du matériel contenant des PCB. *Programme des Nations-Unies sur l'Environnement. PNUE Substances chimiques*, 33 pp.
- JAYLET A, DEPARIS P & GASCHIGNARD D., 1986. Induction of micronuclei in peripheral erythrocytes of axolotl larvae following *in vivo* exposure to mutagenic agents. *Mutagenesis*, **1**: 211-215.
- JEFFRIES M. 1988. Measuring Talling's "element of chance in pond populations". *Freshwat. Biol.* **20**: 383-393.
- JEFFRIES M., 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos* **67**: 142-148.
- JEFFRIES M., 1994. Invertebrates communities and turnover in wetland ponds affected by drought. *Freshwat. Biol.* **32**: 603-612.
- JEFFRIES M., 2003. Idiosyncratic relationships between pond invertebrates and environmental, temporal and patch-specific predictors of incidence. *Ecography* **26**: 311-324.
- JENKINS D.G. & BUIKEMA A.L. JR., 1998. Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecol. Monographs* **68**:421-443.
- JOHNSON R.K., WIEDERHOLM T. & ROSENBERG D.M., 2001. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **4**: Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (eds). *Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts*, pp. 40-158.

- JOLY P., MIAUD C., LEHMANN A. & GROLET O., 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* **15**: 239-248.
- JOLY P., 2004. Fragmentation et Biodiversité. In: GASSER M., VARLET J., & BAKALOWICZ M. (Eds), *Autoroutes et aménagements. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne*, pp 199-210.
- KADOYA T., SUDA S.I. & WASHITANI I., 2004. Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecol. Res.* **19**: 461-467
- KALEZIC M.L., 1996. Alternative life-history pathways: paedomorphosis and adult fitness in European newts (*Triturus vulgaris* and *T. alpestris*). *J. Syst. Evol. Res.* **34**: 1-7.
- KAROUNA-RENIER N.K. & SPARLING D.W., 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environ. Pollut.* **112** : 183-192.
- KIRK E.J. & PERRY S.A., 1994. A comparison of 3 artificial substrate samplers - macroinvertebrate densities, taxa richness, and ease of use. *Water Environ. Res.* **66**: 193-198.
- KLEMM D.J., LEWIS P.A., FULK F. & LAZORCHAK J.M., 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA/600/4-90/030. 256 p.
- KOELEMAN M, LAAK VAN DEN WJ, & IETSWAART H., 1999. Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands - an overview. *Sci. Total Environm.* **235**: 347-349.
- KOHONEN, T. 2001. Self-Organizing Maps. (Third edition). *Springer, Berlin*, 501 pp.
- KNUTSON M.G., SAUER J.R., OLSEN D.A., MOSSMAN M.J., HEMESATH L.M. & LANNON M.J., 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conserv. Biol.* **13**: 1437-1446.
- KREBS P. & BALMER U., 2000. Equitable et efficace - La redevance sur le trafic des poids lourds lié aux prestations (RPLP) en Suisse. *Service d'études des transports, Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication*.
- LAFONT M., JUGET J. & ROFES G., 1991. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements d'oligochètes. *Rev. Sci. Eau* **4** : 253-268.
- LAKE P. S. & DOEG T. J., 1985. Macroinvertebrate colonization of stones in two upland Southern Australian streams. *Hydrobiologia* **126**: 199-211.
- LEBEDEV A.T., POLIAKOVA O.V., KARAKHANOVA N.K., PETROSYAN V.S. & RENZONI A., 1998. The contamination of birds with organic pollutants in the Lake Baikal region. *Sci. Total Environ.* **212**: 153-162.
- LEE. B.-G., GRISCOM S.B., LEE J.-S., CHOI H.-J., KOH C.-H., LUOMA S.N. & FISHER N.S., 2000. Influences of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* **287**: 282-284.
- LEE P.-K., TOURAY J.-C., BAILLIF P. & ILDEFONSE J.-P., 1997. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Sci. Total Environm.* **201**: 1-15.
- LEGENDRE P., 1993. Spatial Autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* **74**: 1659-1673.
- LE GOFF F. & BONNOMET V., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau: Biodisponibilité et modèles BLM. *Rapport technique, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction de l'Eau*, 85 pp.

- LEGRET M., LE MARC C., DEMARE D. & COLANDINI V., 1995. Pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation recevant des eaux de ruissellement d'origine routière. *Environ. Techno.* **16**: 1049-1060.
- LEGRET M. & PAGOTTO C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environm.* **235**: 143-150.
- LEGRET M., 2001. Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. *Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris*.
- LEK S. & GUÉGAN J.F. (eds), 2000. Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution. *Springer-Verlag, Berlin*, 262 pp.
- LEVINE E.R., KIMES D.S. & SIGILLITO V.G., 1996. Classifying soil structure using neural networks. *Ecol. Model.* **92**:101-108.
- LEYSE K.E., LAWLER S.P. & STRANGE T., 2004. Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Linderiella occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biol. Conserv.* **118**: 57-65.
- LIMOGES O., 2005. Les mares, usages d'autrefois. *Mares* **2**: 2.
- LINCOLN R., BOXSHALL G. & CLARK P., 1998. A dictionary of Ecology, Evolution and Systematics. *Cambridge University Press, Cambridge*, 361 pp.
- LODÉ T. 2000. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *AMBIO* **29**: 163-166.
- LÖFVENHAFT K., RUNBORG S. & SJÖGREN-GULVE P., 2003. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landsc. Urban Plann.* **68**: 403-427
- LUNDBERG K, CARLING M. & LINDMARK P., 1999. Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. *Sci. Total Environm.* **235**: 363-365.
- MACARTHUR, R.H. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* **43**: 293-295.
- MACKAY R.J., 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates – a review of processes and patterns. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**: 617–628.
- MAGOULICK D.D., 1998. Effect of wood hardness, condition, texture and substrate type on community structure of stream invertebrates. *Am. Midland Nat.* **139**: 187–200.
- MAGURRAN A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. 256 p.
- MAESTRI B. & LORD BN, 1987. Guide for mitigation of highway stormwater runoff pollution. *Sci. Total Environm* **59**: 467-476.
- MALLIN M.A., ENSIGN S.H., WHEELER T.L. & MAYES D.B., 2002. Pollutant removal efficacy of three wet detention ponds. *Journal of Environ. Qual.* **31**: 654–660.
- MALMQVIST B. 2000. How does wing length relate to distribution patterns of stoneflies (Plecoptera) and mayflies (Ephemeroptera) ?. *Biol. Conserv.* **93**: 271-276.
- MALTBY L., FORROW D.M., BOXALL A.B.A., CALOW P. & BETTON C.I., 1995a. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 1. field study. *Environ. Toxicol. Chem.* **14**, 1079-1092.
- MALTBY L., FORROW D.M., BOXALL A.B.A., CALOW P. & BETTON C.I., 1995b. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants. *Environ. Toxicol. Chem.* **14**, 1093-1101.
- MANGOLD T., 2000. Road Salt Use for Winter Maintenance.
<http://www.cnr.umn.edu/sci/StudProj/5061Mangold.pdf>

- MANTEL N., 1967. A technique of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* **27**: 209-220.
- MARCHAND H. 1990. Les forêts méditerranéennes. Enjeux et perspectives. Les fascicules du Plan Bleu. *Economica, Paris*.
- MASING V., PAAL J. & KURESÖO A., 2000. Biodiversity in Estonia wetlands. In: *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function, and Conservation, Volume 1*. GOPAL B., JUNK W.J. & DAVIS J.A. (eds.). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 259.
- MASSELOT G. & NEL A., 2003. Les Odonates sont-ils des taxons bio-indicateurs?. *Martinia*, **19**: 7-40.
- MAUFFREY J.-F., 2002. Biodiversité et Ecologie des communautés de rongeurs arboricoles et autres petits mammifères de Guyane française. *Thèse de doctorat. Université Montpellier II*, 205 pp.
- MAY R.M., 1988. How many species on earth? *Science* **241**: 1441-1449.
- MENGE B.A. & SUTHERLAND J.P., 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am. Naturalist* **130**: 730-757.
- METGE G., 1986. Etude des écosystèmes hydromorphes (dayas et merjas) de la Méséta Occidentale Marocaine. *Thèse . Université d'Aix-Marseille III, Marseille*.
- METZELING L., ROBINSON D., PERRISS S. & MARCHANT R., 2003. Temporal persistence of benthic invertebrate communities in south-eastern Australian streams: taxonomic resolution and implications for the use of predictive models. *Mar. Freshwat. Res.*, **53**(8): 1223–1234.
- MEUNIER F., 1999. Biodiversité et dynamique écologique des dépendances vertes autoroutières comparées aux milieux traversés. *Thèse. Université Paris 6, Paris*, 237 pp.
- MIAUD C. & MERILÄ J., 2000. Local adaptation or environmental induction? causes of population differentiation in alpine amphibians. *Biota* **2/1**: 31-50.
- MIAUD C. & MURATET J., 2004. Identifier les œufs et les larves des amphibiens de France. *INRA éditions, Paris*, 200 pp.
- MIHALJEVIC Z., KEROVEC M., TAVCAR V. & BUKVIC I., 1998. Macroinvertebrate community on an artificial substrate in the Sava River: long-term changes in the community structure and water quality. *Biologia* **53**: 611-620.
- MILBRINK G., 1983. An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. *Hydrobiologia* **102**: 89-97.
- MINISTERE DES TRANSPORTS, DE L'ÉQUIPEMENT, DU TOURISME ET DE LA MER 2005. www.equipement.gouv.fr
- MOLINO J.F. & SABATIER D. 2001. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science* **294** : 1702-1704.
- MOUCHET F., 2002. Evaluation du potentiel toxique et génotoxique des contaminants de l'environnement -substances pures, sols et déchets contaminés- sur le compartiment hydrique à l'aide de larves d'amphibiens. Validation du test Comète et comparaison avec le test micronoyau. *Thèse. Université de Toulouse*.
- MOUCHET F., GAUTHIER L., MAILHES C. FERRIER V. & DEVAUX A., 2005. Comparative study of the comet assay and the micronucleus test in amphibian larvae (*Xenopus laevis*) using benzo(a)pyrene, ethyl methanesulfonate, and methyl methanesulfonate: Establishment of a positive control in the amphibian comet assay. *Environm. Toxicol.* **20**: 74-84.
- MOUTHON J., 1991. Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **331** : 397-406.
- MÜHLSTEIN P. 2005. Ravages et voracité du transport. *Manière de voir* **81**: 25-27.

- MUNGUIRA M.L. & THOMAS J.A., 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J. Appl. Ecol.* **29**: 316-329.
- MUZAFFAR S.B. & COLBO M.H., 2002. The effects of sampling technique on the ecological characterization of shallow, benthic macroinvertebrate communities in two Newfoundland ponds. *Hydrobiologia* **477**: 31-39.
- NACORDA H.M.E. & YAP H.T., 1997. Structure and temporal dynamics of macroinfaunal communities of a sandy reef flat in the northwestern Philippines. *Hydrobiologia* **353**: 91-106.
- NAGELL, B.H., 1980. Overwintering strategy of *Cloeon dipterum* L. larvae. *Advances in Ephemeroptera biology* (FLANNAGAN J.F. & MARSHALL K.E. eds), 259-64. *Plenum, New York*.
- NICHOLS J.D., 1992. Capture-Recapture Models. *Bioscience* **42**(2): 94-102.
- NIELSEN D.L., BROCK M.A., CROSSLE K., HARRIS K., HEALEY M. & JAROSINSKI I., 2003. The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwat. Biol.* **48**: 2214-2223.
- NORRIS R.H. & GEORGES A., 2001. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **7**: Analysis and Interpretation of Benthic Macroinvertebrate Surveys. – ROSENBERG D.M. & RESH V.H. (eds). *Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts*, pp. 234-286.
- NOVOTNY V., SMITH D., KUEMMEL D., MASTRIANO J., & BARTOSOVA A., 1999. Urban and highway snowmelt: Minimizing the impact on receiving water. Project 94-IRM-2. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA
- OERTLI B., 1993. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia* **96** : 466-477.
- OERTLI B., 1995. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community in a woodland pond (Switzerland). *Hydrobiologia* **300-301**: 195-204.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D. & LACHAVANNE J.B., 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* **104**: 59-70.
- OLIOSO G., 1996. Oiseaux de Vaucluse et de la Drôme provençale. *Quetzal Communications, Clichy*,
- OLSON E.J., ENGSTROM E.S., DOERINGSFELD M.R. & BELLIG R., 1995. Abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in a Prairie Marsh, Swan Lake, Minnesota. *J. Freshwat. Ecol.* **10**(4): 325-335.
- OMS IPCS, 1998. Environmental Health Criteria n°200: copper. World Health Organisation, International Programme on chemical safety. <http://www.inchem.org>
- OMS IPCS, 2001. Environmental Health Criteria n°221: zinc. World Health Organisation, International Programme on chemical safety. <http://www.inchem.org>
- PAGOTTO C., 1999. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. *Thèse. Université de Poitiers, Poitiers*.
- PAPAYANNIS T. & SALATHÉ T., 1999. Les zones humides méditerranéennes à l'aube du 21^e siècle. *MedWet, Tour du Valat, Arles*.
- PARK Y.S., CÉRÉGHINO R., COMPIN A. & LEK S., 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecol. Mod.* **160**: 265-280.
- DE PAUW N., ROELS D. & FONTOURA A.P., 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water-quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia* **133**: 237-258.
- PECKARSKY B.L., 1986. Colonization of natural substrates by stream benthos. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**: 700-709.

- PELTIER E.F., WEBB S.M. & GAILLARD J.F., 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Adv. Environ. Res.* **8**: 103–112.
- PÉRY A.R.R., SULMON V., MONS R., FLAMMARION P., LAGADIC L. & GARRIC J., 2003. A model to understand the confounding effects of natural sediments in toxicity tests with *Chironomus riparius*. *Environ. Toxicol. Chem.* **22**: 2476–2481.
- PEYRE O., OLIOSSO G. & JOUBERT V., 2003. Atlas préliminaire de répartition des reptiles et amphibiens du Vaucluse. *C.R.O.P., Avignon*.
- POND ACTION 1994. National Pond Survey Methods Booklet. *Pond Action, Oxford*.
- PONT D., 1983. Recherches quantitatives sur le peuplement de Copépodes, Cladocères et Ostracodes des rizières de Camargue. *Thèse d'Etat, Université d'Aix-Marseille I*: 353 pp.
- PONT B., FATON J.-M. & PISSAVIN S., 1999. Protocole de suivi à long terme des peuplements de macrophytes aquatiques et d'Odonates comme descripteurs de fonctionnement des hydrosystèmes. Réserves naturelles de France, 33 pp.
- POPE R.J., GORDON A.M. & KAUSHIK N.K., 1999. Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. *Hydrobiologia* **392**: 99–112.
- PRESTON F.W., 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology* **29**: 254–283.
- PRIETO M., 2004. Diésélisation du parc automobile français: essai de modélisation du choix de motorisation en présence d'incertitude et d'effet d'offre. *Centre d'Analyse et de Recherche en Economie Séminaire Doctorant*, 16 Septembre 2004
- QUILLET S., 1998. Etude de la biodiversité animale et végétale de quelques bassins autoroutiers en Haute-Normandie et Ile-de-France. *Etude ASFA n° 97-7-4-31*. 71 pp.
- RAAB R., CHOVANEC A. & WIENER A.K., 1996. Aspects of habitat selection by adult Dragonflies at a newly created pond in Vienna, Austria. *Odonatologica* **25**(4): 387–390.
- RABENI C.F. & GIBBS, K.E., 1978. Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. *J. Fish. Res. Board Can.* **35**: 332–336.
- RAINBOW P.S., 2002. Trace metal concentration in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Poll.* **120**: 497–507.
- RALPH S. & PETRAS M., 1998. Caged amphibian tadpoles and *in situ* genotoxicity monitoring of aquatic environments with the alkaline single cell gel electrophoresis (comet) assay. *Mutat. Res.* **413**: 235–250.
- RAMSAR, 1971. Convention sur les zones humides. www.ramsar.org.
- REBELE F., 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* **4**: 173–187.
- RECKNAGEL F., PETZOLDT T., JAEKE O. & KRUSCHE F., 1994. Hybrid expert system DELAQUA — a toolkit for water quality control of lakes and reservoirs. *Ecol. Model.*, **71**: 17–36.
- REICE S.R. & WOHLBERG M., 2001. 8: Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (eds), *Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts*, pp. 287–305.
- REINERT K.H. & RODGERS J.H., 1987. Fate and persistence of aquatic herbicides. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **98**:61–98.
- RESH V.H. & ROSENBERG D.M., 1989. Spatial-temporal variability and the study of aquatic insects. *Canad. Entomol.* **121**:941–963.

- RESH, V.H. 1995. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. pp. 165-175. In: DAVIS W.S. & SIMON T. (eds), *Biological Assessment and Criteria*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- RESH V.H. & MCELRAVY E.P., 2001. 5: Contemporary quantitative approaches to biomonitoring. In *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. ROSENBERG D.M. & RESH V.H. (eds). Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 159–194.
- REVITT D.M., SHUTES R.B.E., JONES R.H., FORSHAW M. & WINTER B., 2004. The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Sci. Total Environ.* **334–335**: 261–270.
- REXSTAD E.A. & BURNHAM K.P., 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. *Colorado Cooperative Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Co.* 29 pp. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/specrich2.html>.
- RNF (Réserves Naturelles de France) 1998. Plan de gestion des réserves naturelles. *ATEN, Montpellier*. 100 pp.
- ROSENBERG D.M. & RESH V.H., 1982. Artificial Substrates. **6**: The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. CAIRNS J. (ed.). *Ann. Arbor Science Publishers, Michigan*, pp. 175–235.
- ROSENKILDE P. & PHAFF USSING A., 1996. What mechanisms control neoteny and regulate induced metamorphosis in urodeles? *Internat. J. Develop. Biol.* **40**: 665-673.
- RUCK B.M., WALLEY W.J. & HAWKES H.A., 1993. Biological classification of river water quality using neural networks. In: *Applications of artificial intelligence VIII, Vol. 2: applications and techniques*. RZEVSKI G., PASTOR J. & ADEY R.A. (eds), Elsevier/CMP, Southampton, UK, 864 pp.
- RUNDLE S.D., FOGGO A., CHOISEUL V. & BILTON D.T., 2002. Are distribution patterns linked to dispersal mechanism? An investigation using pond invertebrate assemblages. *Freshwat. Biol.* **47**: 1571-1581.
- RYAN T.A., 1959. Multiple Comparisons in Psychological Research. *Psychol. Bull.* **56**: 26 -47.
- SAARINEN K., VALTONEN A., JANTUNEN J., & SAARNIO S., 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* **123**(3):403-412.
- SAJALOLI B. & DUTILLEUL C., 2001. Les mares, des potentialités environnementales à revaloriser. *Programme National de Recherche sur les Zones Humides. Rapport final, Centre de Biogéographie-Ecologie (FRE 2545 CNRS - ENS LSH)*, 142 pp.
- SAJALOLI B. 2004. Biodiversité dans des bassins d'assainissement autoroutiers entre Orléans et Vierzon (A71). In GASSER M., VARLET J. & BAKALOWICZ. *Autoroutes et Aménagements. Presses polytechniques et universitaires romandes*. 328 p.
- SAJALOLI B. & LIMOGES O., 2004. Playdoyer pour les mares. *Mares*, **1**: 2-4.
- SANDERSON R.A., EYRE M.D. & RUSHTON S.P., 2005. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography* **28**: 355-362.
- SAVARD J.-P.L., CLERGEAU P. & MENNECHEZ G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* **48**: 131-142.
- SCHER O. & THIÉRY A., 2004a. Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France. *Bull. Soc. Herpétol. Fr.* **111–112**: 25–36.
- SCHER O., CHAVAREN P., DESPREAUX M. & THIÉRY A., 2004b. Highway stormwater detention ponds as biodiversity islands? *Arch. Sci.* **57**: 121-130.
- SCHER O. & THIÉRY A., 2005. Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* **551**: 237-251.

- SCHOLES L., SHUTES R.B.E., REVITT D.M, FORSHAW M. & PURCHASE D., 1998, The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Sci.Total Environm.* **214**: 211-219.
- SCHMUDE, K.L., JENNINGS, M.J., OTIS, K.J. & PIETTE, R.R., 1998. Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **17**: 73–80.
- SCOCCIANTI C., 2001. Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione, (Amphibia: aspects of conservation ecology). *Guido Persichino Grafica, Firenze*, 428 pp.
- SCOTT N.J., 1994. Complete species inventories. In: HEYER W.R., DONNELLY M.A., MCDIARMID R.W., HAYEK L.C., & FOSTER M.S., eds. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. *Smithsonian Institution Press, Washington, DC*. 364 pp.
- SEILER A., 2001. Ecological effects of roads: a review. Introductory research essay. *Department of Conservation Biology. SLU, Uppsala, Sweden*, 42 pp.
- SEMLITSCH R.D., 2003. Amphibian Conservation. *Smithsonian Institution, Washington*, 324 pp.
- S.E.T.R.A. (Service d'études techniques des routes et autoroutes), 1995. 1978-1993: 15 ans pour les observatoires du milieu naturel. *Note d'information n°46*, 4 pp. (non publié).
- S.E.T.R.A., 1995. Pollution de proximité par voie aérienne: constat et perspectives. *Note d'information n°48*, 4 pp. (non publié).
- S.E.T.R.A., 2004. La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes. Les éléments traces métalliques (ETM). *Note d'information n°73*, 12 pp. (non publié).
- S.F.O. (Société Française d'Odonatologie), 2002. Inventaire cartographique des odonates de France, Bilan 1982-2000. *Martinia*, **18**: 63-64.
- SIMBERLOFF D.S. & MARTIN J.L., 1991. Nestedness of insular avifaunas, simple summary statistics masking complex species patterns. *Ornis Fennica*, **68**: 178-192.
- SIMPSON E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.
- SINGH B.R. & STEINNESS E., 1994. Soil and water contamination by heavy metals. In *Soil Processes and water quality*, LAL R. & STEWART B.A., *Lewis Editions*, pp. 233-271.
- SMITH D.W. & COOPER S.D., 1982. Competition among cladocera. *Ecology* **63**: 1004–1015.
- SMITH E.A. & OEHME FW., 1992. The biological activity of glyphosate to plants and animals: a literature review. *Vet Hum Toxicol.* **34**(6): 531-43.
- SMITH S.D. A & RULE M.J., 2002. Artificial substrata in a shallow sublittoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **277**: 25–41.
- SMITH C., 2003. Transports: la décroissance s'impose. *L'Ecologiste* **11**: 49.
- SOLIMINI A.G., GULIA P., MONFRINOTTI M. & CARCHINI G., 2000. Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia* **422**: 197–208.
- SOLIMINI A.G., RUGGIERO A., BERNARDINI V. & CARCHINI G., 2003. Temporal pattern of macroinvertebrate diversity and production in a new man made shallow lake. *Hydrobiologia* **505-509**: 373-379.
- SORENSEN T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of species content. *K. Danske Vidensk. Selsk.* **5**: 1-34.
- SPARLING D.W., EISEMANN J.D. & KUENZEL W., 2004. Contaminant exposure and effects in red-winged blackbirds inhabiting stormwater retention ponds. *Environ. Manage.* **33**: 719-729.

- SPENCER M., BLAUSTEIN L., SCHWARTZ S.S. & COHEN J.E., 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecol. Lett.* **2**: 157-166.
- SRIYARAJ K. & SHUTES R. B. E., 2001. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environm. Internat.* **26**: 433-439.
- STEAD-DEXTER K. & WARD N.I., 2004. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Sci. Total Environ.* **334-335**: 271-277.
- DE STEFANO S., DEBLINGER R.D. & MILLER G. 2005. Suburban wildlife: lessons, challenges and opportunities. *Urban Ecosystems* **8**: 131 – 137
- STEINER C. F., 2003. Variable dominance in pond communities: assessing spatiotemporal variation in competition and predation intensity. *Ecology* **84**: 982-990.
- STEINER C.F., 2004. *Daphnia* dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. *J. Plankton Res.* **26**: 799-810.
- STIFF H.A. Jr., 1951. The Interpretation of Chemical Water Analysis by Means of Patterns. *J. Petroleum Technol.* **10**: 15-17.
- STIGLITZ J.E., 2000. Principes d'économie moderne. *De Boeck Université*, 939 pp.
- STOTZ G. & KRAUTH K. 1994. The pollution of effluents from pervious pavements of an experimental highway section: first results. *Sci. Total Environ.* **146-147**: 465-470.
- SWAYNE A., PURVIS M. & SCHIMAK G. (eds), 2000. IFIP Conference Series, *Kluwer Academic Publishers, Boston, MA*, p. 27.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M., & USSEGLIO-POLATERA P., 2000. Invertébrés d'eau douce. *CNRS Editions, Paris*, 587 pp.
- TAYLOR P.D., FAHRIG L., HENEIN K. & MERRIAM G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**: 571-573.
- TERZIAN E., 1979. Ecologie des mares temporaires de l'Isoetion dans la Crau et l'Esterel (France). *Thèse 3e Cycle, Université Aix-Marseille III, Marseille*, 224 pp.
- THIÉRY A., 1978. Etude des communautés d'invertébrés aquatiques dans différents biotopes des marais du Plan du Bourg (Bouches-du-Rhône, France). Thèse de 3^{ème} cycle. Université d'Aix-Marseille III. Marseille. 171 pp.
- THIÉRY A., 1982. Hydrobiologie d'un complexe palustre de Crau, les marais du Plan du Bourg (Bouches du Rhône, France). Structure des écosystèmes et dynamique des communautés d'invertébrés aquatiques. *Annal. Limnol.* **18**: 151-171.
- THIÉRY A., 1987. Les crustacés branchiopodes Anostraca, Notostraca et Conchostraca des milieux limniques temporaires (Dayas) au Maroc. Taxonomie, biogéographie, écologie. *Thèse de doctorat. Université d'Aix-Marseille 3, Marseille*, 405 pp.
- THIÉRY A., 2002. Inventaire et expertise portant sur les invertébrés aquatiques, l'analyse de l'eau et les enjeux patrimoniaux des lacs de Bonne-Cougne, Redon et Gavoti (Var). Site NATURA 2000 FR.9301621. *Rapport DIREN PACA/CEEP* (non publié).
- THORP J.H., MCEWAN E.M., FLYNN M.F. & HAUER F.R., 1985. Invertebrate colonization of submerged wood in a cypress-tupulo swamp and blackwater stream. *Am. Midland Naturalist*, **113**: 56-68.
- TOKESHI M. 1993. Species abundance patterns and community structure. *Adv. Ecol. Res.* **24**:111-179.
- TOURAY J.C. & LEPILLER M., 1997. Métaux lourds (Pb, Zn, Cd) dans les eaux et les matières en suspension de bassins de décantation autoroutiers: un exemple en Sologne. *Zones Humides Infos* **16**: 12-14.

- TROMBULAK S.C. & FRISSELL C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.*, **14**: 18-30.
- ULTSCH A. 1993. Self-organizing neural networks for visualization and classification. *In*: Information and Classification. OPITZ O., LAUSEN B. & KLAR R. (eds), *Springer-Verlag, Berlin*, 307 pp.
- VEILLERETTE F., 2002. Pesticides, le piège se referme. *Editions Terre Vivante*.
- VESANTO J., HIMBERG J., ALHONIEMI E. & PARHANKANGAS J., 1999. Self-Organizing Map in Matlab: The Som Toolbox. *In*: *Proc. Matlab DSP Conference 1999*. Comsol Oy, Espoo, Finland, p. 35.
- VIARD B., PIHAN F., PROMEYRAT S. & PIHAN J.-C., 2004. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Gramineae and land snails. *Chemosphere* **55**: 1349-59.
- VOS C.C. & CHARDON J.P., 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J. Appl. Ecol.* **35**: 44-56.
- WALKER W.J., McNUTT R.P. & MASLANKA C.K., 1999. The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: sources and chemical characteristics. *Chemosphere* **38**(2):363-77.
- WALLEY W.J. & FONTANA V.N., 1998. Neural network predictors of average score per taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain. *Water Res.* **32**: 613-622.
- WALLEY W.J. & O'CONNOR M.A., 2000. Unsupervised pattern recognition for the interpretation of ecological data. *Ecol. Mod.* **146**: 219-230.
- WALLEY W.J., MARTIN R.W. & O'CONNOR M.A., 2000. Self-organising maps for classification of river quality from biological and environmental data. *In*: Environmental software systems: environmental information and decision support.
- WALLINGTON T.J., HOBBS R.J. & MOORE S.A., 2005. Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: a review of the salient issues. *Ecology and Society* **10**: 15. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art15/>
- WELSCH R.E., 1977. Stepwise Multiple Comparison Procedures. *J. Amer. Stat. Assoc.* **72**: 359.
- WENDLER A. & NÜSS J.-H., 1997. Libellules. *Société Française d'Odonatologie, Bois d'Arcy*.
- WHITEMAN H.H., 1994. Evolution of facultative paedomorphosis in salamanders. *Quarter. Rev. Biol.* **69**(2): 205-221.
- WHITTAKER R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**: 213-251.
- WIEDERHOLM T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Polut. Control Fed.* **52**: 537-547.
- WILHELM F.M. & HIEBERT J.A., 1996. A simple and inexpensive method to separate live and preserved benthos from sediments. *J. Freshwat. Ecol.* **11**: 119-121.
- WILLIAMS P., BIGGS J., DODDS L., WHITFIELD M., CORFIELD A. & FOX G., 1996. Biological techniques of still water quality assessment. Phase 1 Scoping Study. Environment Agency R&D Technical Report E7. Environment Agency, Bristol.
- WILLIAMS P., BIGGS J., WHITFIELD M., CORFIELD A., FOX G. & ADARE K., 1998. Biological techniques of still water quality assessment. Phase 2. Method development. *Environment Agency R&D Technical Report E56*. Environment Agency, Bristol.
- WILLIAMS P., WHITFIELD M., BIGGS J., BRAY S., FOX G., NICOLET P. & Sear D., 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* **115**: 329-341.
- WILSON E.O. & PETER F.M., 1988. Biodiversity. *National Academy Press, Washington, DC*.

- WINNER R.W., BOSSEL M.W. & FARREL M.P., 1980. Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* **37**: 647–655.
- WISE D.H. & MOLLES M.C., 1979. Colonization of Artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. *Hydrobiologia* **65**: 69–74.
- WOOD P.J. & BARKER S., 2000. Old industrial mill ponds: a neglected ecological resource. *Appl. Geograph.* **20**: 65-81.
- WOOD P.J., GREENWOOD M.T & AGNEW M.D., 2003. Pond biodiversity and habitat loss in the UK. *Area* **35**: 206-216.
- WOOTTON J.T. 1998. Effect of disturbance on species diversity: a multiple perspective. *Am. Naturalist* **152**: 803-825.
- WREN C.D., BISHOP C.A., STEWART, D.L. & BARRETT G.C., 1997. Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds: current state of knowledge and protocols for monitoring levels and effects in wildlife. *Canadian Wildlife Service, Ontario region*, 119 pp.
- YASUKAWA K. & SEARCY W.A., 1995. Red-winged Blackbird (*Agelaius phoeniceus*). In *The Birds of North America*, No. 184 (A. POOLE & GILL F., eds), *The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.*
- YAVERCOVSKI N., GRILLAS P., PARADIS G. & THIÉRY A., 2004. Biodiversity and conservation issues. In: GRILLAS P., GAUTHIER P., YAVERCOVSKI N. & PERENNOU C. (eds) *Mediterranean temporary pools. Station biologique de la Tour du Valat, Arles*. 119 pp.
- YOUSEF Y.A., WANIELISTA M.P., HARPER H.H., & CHRISTOPHER J.E., 1982, Management of Drainage Systems from Highway Bridges for Pollution Control. Transportation Research Record 896, *Transportation Research Board, Washington, D.C.*, p. 51-55.
- YOUSEF Y.A., WANIELISTA M.P., HVITVED-JACOBSEN T. & HARPER H.H., 1984. Fate of heavy metals in stormwater runoff from highway bridges. *Sci. Total Environm.* **33**: 233-244.
- YOUSEF Y.A., HVITVED-JACOBSEN T., HARPER H.H. & LIN L.Y., 1990. Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. *Sci. Total Environm.* **93**: 433-440.
- ZIMMERMAN B.L., 1994. Audio strip transects: 92-97 in HEYER W.R., DONNELLY M.A., MCDIARMID R.W., HAYEK L.C., & FOSTER M.S. eds *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, DC*. 364 pp.
- ZOLL-MOREUX C. & FERRIER V., 1999. The Jaylet test (new micronucleus test) and the micronucleus test in *Xenopus*: two *in vivo* tests on Amphibia evaluation of the genotoxicity of five environmental pollutants and of five effluents. *Water Res.* **33**: 2301-2314.

Evaluation of a standardised sampling method for invertebrate monitoring in motorway stormwater retention ponds

Olivier SCHER¹, Kate E. McNUTT² & Alain THIÉRY¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² School of Biological Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK

Manuscrit en préparation

Evaluation of a standardised sampling method for invertebrate monitoring in motorway stormwater retention ponds

Olivier Scher¹, Kate E. McNutt² & Alain Thiéry¹
Université de Provence, Marseille, France

With 4 figures and 5 tables

Abstract

Road traffic pollution generated by cars increases the risk of groundwater contamination by toxic elements such as trace metals (Pb, Zn, Cu, etc.) or hydrocarbons (PAH, etc.). French motorways companies dug stormwater retention ponds along the roads to prevent such a pollution to spread in nature. Water quality assessment employing invertebrate monitoring demands much time for sampling, sorting and identifying organisms, which can potentially lead to much bias. To standardise sampling and reduce bias, three artificial substrates (two benthic and one pelagic) were tested for 7, 14, 21 and 35 days of exposure. Two of these artificial substrates appeared to sample too narrow a range of taxa which was confirmed by two-way ANOVA tests and an evenness index. Samples taken by the remaining artificial substrate, composed of six plastic plant stem fixed on a 15 x 15 cm square tile, were representative of the species assemblage found in the stormwater retention ponds. Molluscs, however, were poorly sampled by this latter. The use of an artificial substrate as a standardised method for invertebrate biomonitoring in stormwater retention ponds holds much potential.

Key words: artificial substrate, aquatic invertebrates, motorway pond, sampling method

Introduction

During the last few decades many stormwater retention ponds have been dug alongside French motorways following the 1992 Water Law recommendations (n° 92-3 from the 3rd of January 1992). These basins act as “road pollutant traps” by collecting surface runoff during rainstorm events (chronic pollution) or by confining accidental and localised pollution. They also play an important role in regulating water level during the drainage process. However, the ecological processes within them are poorly understood and few studies have been conducted upon them (WREN et al. 1997; BISHOP et al. 2000a, b). Therefore, the use of artificial substrates could be a good way to have a better knowledge of their functioning.

CAIRNS (1982) defined an artificial substrate as “a device placed in an aquatic ecosystem to study colonization by indigenous organisms”. They have been intensively used to study colonization processes (estimation of richness, abundance of macroinvertebrates, etc.) especially in lotic systems (reviewed in ROSENBERG & RESH 1982, BENOIT et al. 1998) but only a few studies exist for shallow lentic habitats (CLARKE et al. 1997, MUZZAFAR & COLBO 2002). These devices offer real advantages: they are useful in habitats difficult to sample, they are low cost, low-impact and standardised. These devices present also some disadvantages: necessity of a relatively long exposure period (time for populations to reach equilibrium, which is generally unknown), selectivity, potential loss of organisms during retrieving of substrates (ROSENBERG & RESH 1982).

¹ **Author's address:** Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille cedex 3, France; E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² School of Biological Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK

Artificial substrates used in the study of lentic systems have encompassed a range of designs, such as rock-bags (DE PAUW et al. 1997, CLARKE et al. 1997, MUZZAFAR & COLBO 2002), leaf/wood litter bags (FRANCE 1997, POPE et al. 1997) wood snags (THORP et al. 1985), imitation pondweeds (JEFFRIES 1993, BENOIT et al. 1998), multiplate samplers (FRANCIS & KANE 1995) and cement balls in wire baskets (SCHMUDE et al. 1998). In lotic systems, the use of representative natural substrate from river beds is often preferred (PECKARSKY 1986, CLEMENTS et al. 1989, KIRK & PERRY 1993, CASEY & KENTALL 1996, BIGGS et al. 2000). Non-representative artificial substrates may also be used, including bunches of plastic branches (SOLIMINI et al. 2000), bundles of Plexiglas rods (MAGOULIK 1998), tiles (CLIFFORD et al. 1989) and baskets of cement spheres (HALL 1982, SCHMUDE et al. 1998). Some experiments using nest of pan scourers to capture meiofauna have been conducted in marine habitats (SMITH & RULE 2002, ATILLA et al. 2003).

The aim of our study was to test three different artificial substrates (two benthic and one pelagic) placed in a stormwater retention pond over a five weeks period, and to compare the aquatic invertebrate assemblages attracted by each of them in order to evaluate the exposure period necessary to reach equilibrium communities. Subsequently, the comparison of the invertebrate assemblages (i) collected with the artificial substrates and (ii) naturally found in the stormwater retention pond (net sampling from the previous year), will identify the most suitable design to be used as standardised sampler for monitoring aquatic invertebrates in motorway stormwater retention ponds.

Methods

Study site

The study was carried out on a stormwater retention pond, namely Grans (GR), located in South-Eastern France, near Salon-de-Provence (43°38'N/05°05'E, 70 m a. s. l.). The pond is about 120 x 15 m with a total surface area of 1825 m² and an average depth of 60 cm (Fig. 1). It is filled by storm water and by surface runoff from the adjacent A54 motorway during rainstorm. Violent storm events at the end of summertime and a drought period are the main characteristics of the study area which is under a Mediterranean climate (BLONDEL & ARONSON 1999). The ground of the basin is composed of a PEHD (High Density Poly-Ethylene) membrane covered with a thin layer (range 0 - 5 cm) of sediment without pebbles and stones. Only hydrophytes (*Chara globularis* Thuille, *Chara vulgaris* Linnaeus, *Potamogeton pectinatus* Linnaeus) and filamentous algae are present.

Figure 1 approximately here

Materials

Three types of artificial substrates were tested: two benthic ones (the plastic plant, PL, and the scrubbing brush, BR) placed upon the ground, and one pelagic (the pan scourer, PE) maintained in the water column. The PL substrate (Fig. 2) was made up of a square tile (15 x 15 cm) to which four plastic stems (39 cm long) of the model “Indian Cabomba”[®], as well as two 30 cm long stems and one 20 cm long stem of the model “Ambulia”[®] were affixed. These two models, showing the appearance of *Chara* species, are manufactured by Aqua-Nature[®]. When submerged, the stems always stand vertically in the water column. The square tile was used as a weight to keep the substrates at their chosen positions. As with the PL, the BR substrate (Fig. 2), made of a scrubbing brush (16 x 6 cm with a height of 3.5 cm) was fixed to a square tile. The final substrate, the PE (Fig. 2), was made of two pan scourers (15 x 9 x 0.7 cm) that were inter-locked in their middle to form a cross. It was maintained at a chosen depth (about 20 cm under the surface) by a string secured to a stone.

A total of twenty four samplers were placed in the pond on the 15th of April 2003. Each of their positions was randomly chosen to produce an unpredictable distribution. For each of the four tested exposure lengths (7, 14, 21 and 35 days), two substrates of the same type were removed in order to allow comparisons of intra-sampler variability. As such a total of six substrates were removed from the basin on each date and placed directly into a ziplock[®] bag and preserved in 7 % formaldehyde. Utmost care was taken to prevent the loss of invertebrates when returning sampling devices (ROSENBERG & RESH 1982).

Five samples collected every four weeks in the same retention pond during the year 2002 (from March 13 to June 12) as a part of an other study have been used for comparison. These samples included three replicates from each date and were collected using a net of a 125 μm mesh-size with an opening of 21 cm. Total distance swept by the net, from bottom to surface, was 4 m. Samples were then sorted in the laboratory and identified to the lowest taxonomic level according to TACHET et al. (2000). When the number of organisms in a sample was excessive (i.e., as often with Oligochaeta, Cladocera and Ostracoda), they were estimated using a Dollfus tank that provides a 10 % to 11 % count error for zooplankton (PONT 1983).

Abiotic data, (electrical conductivity measured in $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, pH in pH units, temperature in $^{\circ}\text{C}$ and dissolved oxygen in $\text{mg}.\text{l}^{-1}$ and %) were measured *in situ* with a WTW[®] (pH₉₁, LF₉₁ and OXI₉₁) device. Depth variation (cm^{-1}) was measured with a graduated ruler placed at the deepest location in the water body. Anions were analysed by chromatography on DIONEX DX120 and cations by atomic absorption on SPECTRA AA 640 VARIAN[®]. Herbicides (glyphosate and its by-products) were analysed in water by the Departmental Laboratory of Drôme (LDA 26) by liquid chromatography using fluorogenic labelling.

Figure 2 approximately here

Analysis

Community structure on each substrate was analysed using several methods:

- Taxonomic diversity: total number of taxa collected on each substrate;
- Jaccard's coefficient (S_j): a measure of similarity in species composition between two communities (LINCOLN et al. 1998);
- Shannon-Weaver index (H') and Evenness (E): these indices provide information on the structure and regularity of different samples;

Numeric data were then transformed into density per litre due to the impossibility of estimating the surface of the PL substrate. For the plastic plant substrate, each stem was considered as a cylinder and all stems were summed while the two other samplers were considered as cubic volumes. The total volume of each substrate was estimated as 1.583 l for PL, 0.336 l for BR and 0.205 l for PE. Density data were then $\log(x + 1)$ transformed to stabilise variances. Only the most abundant invertebrate taxa in the substrate and net samples were used in the analyses. Two-way ANOVAs were used to test differences among the artificial substrates and also with the net samples. Substrate type and exposure length were the two factors tested. The Ryan-Einot-Gabriel-Welsh multiple range test (REGWQ test) was applied to rank treatment factors. Analyses were conducted using XLSTAT[®] for Windows[®] software (ADDINSOFT 2003).

Results

Chemical data

The principle results are presented in Table 1. During the five weeks of the experiment, temperature increased continuously from 16°C to 23°C. Conductivity followed depth variation with a an increase in the concentration of the major ions (i.e. HCO_3^- , Cl^- and Ca^{2+}) subsequent to drops in water level and their dilution during the final two weeks when the basin was filled by rain water and runoff (day 21 to 35). Nutrients such as nitrogen, phosphorus and iron were barely detected in the stormwater retention pond. Glyphosate molecules along with their by-product, the AminoMethylPhosphonic Acid (AMPA), were found in the water column at low concentration (0.17 to 0.9 $\mu\text{g.l}^{-1}$) during the experiment period. Physical and chemical variations of water during experiment did not differ from those recorded during 2002 survey (Mann-Whitney U-test). With regards to the hydrology of the studied basin, an outflow originating from the stormwater retention pond and draining into the surrounding landscape was occasionally observed during the previous survey. When occurring, it was always resulting from a large rainstorm event. Despite the dry summer climate of the studied area, this pond did not dry up since its digging in 1996 (ASF, unpublished data).

Table 1 approximately here

Biological data

The three artificial substrates that were tested were largely dominated by Oligochaeta, Cladocera and Chironomidae taxa. The total number of organisms on each substrate ranged from 351 to 1560 on the PL, 580 to 4058 on the BR and from 123 to 1176 on the pelagic. In the 2002 survey of Grans pond, about 80 % of the total organisms caught by the net sampling were cladoceran. Taxonomic richness ranged from 34 (BR), 35 (PL) and 40 (PE) taxa to 38 taxa in Grans previous survey. When species composition among the different surveys was examined, several differences became apparent. *Lymnaea* was found solely during the 2002 GR survey and was never sampled by the artificial substrates. Coleoptera were often absent from all sampling methods, with the exception of the pelagic substrate after a colonization period of 21 days. Zygoptera were quick to colonize all artificial substrates and were found during the entirety of the experiment, while Anisoptera appeared only after 14 weeks of exposure on the BR and the PE. Chironomid taxa were apparently very synchronised, showing the same pattern of appearance/disappearance in all substrates. All substrates showed a positive variation in the number of taxa during the two first week, followed by a stabilization or a decrease during the two final weeks (Tab. 2).

Table 2 approximately here

The Shannon diversity index (H') revealed great disparity between substrates (Tab. 2). During the colonization period H' varied from 2.23 to 3.37 on the PL substrate while the two others were lower: 0.56 to 2.20 for the BR and 1.05 to 1.61 for the PE. As for the Shannon index, Evenness (E) was higher in the PL than in the latter two.

Jaccard's coefficient of similarity was used firstly within artificial substrates to assess community differences among replicates at each date. This coefficient, S_j , was always higher than 0.5, indicating a high similarity between each of the two compared samples. Mann-Whitney U -tests between replicates were also not significant. These results confirmed that replicates of each substrate at each sampling date always showed similar species patterns.

Then, by looking at these assemblages during the experiment period, we observed that, for each tested substrate, S_j decreased from day 7 to day 35 with a maximum decrease between day 14 and day 21 (Tab. 3). These differences, however, were not significant (Mann-Whitney U -test). The species assemblages (coded 0 when a species was absent and 1 when present) of each substrate during all experiment period were compared to the species pool of this stormwater retention pond found during the previous survey (2002; $n = 15$; 5 dates $\times$ 3 replicates). Similarities among these communities were found to be about 72 % between the net sampling and the pelagic substrate (PE) and greater than 81 % for the latter two (BR and PL).

Table 3 approximately here

Then, the effects of substrate type and of colonization time on the abundance of the ten most abundant taxa were evaluated (Tab. 4). Substrate type had a significant effect on the abundance of seven of these taxa while length of exposure was only significant for Ostracoda ($P = 0.024$) and *Cloëon dipterum* ($P = 0.029$). The REGWQ test ranked substrates types according to their principle effect. Oligochaeta ($P = 0.03$) and Cyclopoid ($P = 0.036$) appeared to be more abundant on the BR while Cladocera ($P = 0.016$), Ostracoda ($P = 0.003$), *Cloëon dipterum* ($P = 0.01$), Heteroptera ($P = 0.01$) and Hydracaria ($P = 0.01$) were more abundant on the pelagic substrate (PE). For all of these taxa, the PL substrate appeared to be the most indiscriminate (often ranked in last position in the REGWQ test).

Table 4 & 5 approximately here

Five taxa (Oligochaeta, Cladocera, Heteroptera and Chironomidae) were examined more thoroughly at a lower taxonomic level with 2-way ANOVAs and REGWQ tests (Tab. 5). The Oligochaete *Chaetogaster* ($P = 0.009$) was highly selected by the pelagic substrate PE, having achieved a maximum abundance after 14 days of exposure ($P = 0.022$), while the Tubificidae ($P = 0.005$) and Lumbriculidae ($P = 0.048$) were preferentially found in the scrubbing brush, BR. Within the Cladocera, two genus, *Chydorus* ($P = 0.016$) and *Pleuroxus* ($P = 0.013$), were mostly found on the PE, particularly for *Chydorus* during the first 14 days of colonization ($P = 0.022$). Two true bug species were selected by the PE substrate, *Plea leachi* ($P = 0.028$) and *Naucoris maculatus* ($P = 0.001$) which were more abundant during the last two weeks of exposure ($P = 0.012$). Finally, the Chironomidae were also shown to sometimes be selected, firstly *Chironomus* were found to be highly selected by the BR ($P = 0.0001$) and also Orthocladiinae ($P = 0.013$) by the PE. Tanypodinae were separated into two types according to the aspect of their head capsule i.e., long (type A) or short (type B). Tanypodinae type B ($P = 0.004$), type A ($P = 0.036$) and Tanitarsini ($P = 0.021$) were mostly present by the end of the experiment (day 35).

Discussion

The efficiency of artificial substrates to collect macroinvertebrates is mostly dependent on the length of the colonization period (ROSENBERG & RESH 1982). Different exposure lengths have been proposed, from one week (THORP et al. 1985, BENOIT et al. 1985) up to six weeks (WISE & MOLLES 1979, LAKE & DOEG 1985, PECKARSKY 1986, SOLIMINI et al. 2000). DE PAUW et al. (1986) recommend a 3 weeks exposure period due to their observation that some species only colonized substrates after 2 - 3 weeks while others tended to disappear after 4 weeks. In our study, a 5 weeks colonization period was chosen. Only 14 days of exposure were required in order to account for 90 % of total taxa that were caught on the two benthic substrates, while 21 days were necessary for the pelagic substrate (Fig. 3). As was also observed by DE PAUW et al. (1986), many new species had appeared on the substrates after 14 days of exposure while many subsequently disappeared after 21 and 35 days (Fig. 4). The pelagic substrate, PE, had the biggest turnover in species composition. This may be explained by its suspension in the water column which favours its colonization by very mobile organisms such as Coleoptera and Heteroptera. Only active swimmers could easily reach such pelagic device. These species also explained the difference of richness observed between this last substrate and the net sampling where three coleopterans species were lacking. In all substrates, even if the species composition tended to stabilise after 35 days of exposure, equilibrium did not appear to be reached as often observed in such experiments (DE PAUW et al. 1986, PECKARSKY 1986). This would also seem to be the case in lentic systems, where substrate colonization appears to be a “dynamic” process in that the substrate will be colonized according to its selection by the organism’s interest for it (BENOÎT et al. 1998). Conversely, colonization was shown to be mainly under the influence of drift processes in lotic systems (MACKAY 1992, BOOTHROYD 1991, MIHALJEVIC et al. 1998). This highlights the importance of the artificial substrate type for colonization in lentic systems.

Figure 3 & 4 approximately here

As reviewed by ROSENBERG & RESH (1982), most substrates appeared to be selective for different aquatic invertebrates. In the current experiment, organism selectivity was noticed in two of the three tested substrates. The PE was highly selective for *Chaetogaster* which is described as a swimmer and a predatory Oligochete (TACHET et al. 2002). This substrate was also preferentially chosen by two Cladocerans, *Chydorus sphaericus* and *Pleuroxus aduncus*, a species mainly found on the floating leaves of hydrophytes (AMOROS 1984); *Plea leachi* and *Naucoris maculatus*, two predators, were more commonly found on the PE, as was also the case for the Orthocladiinae subfamily mainly composed by microphyte grazers. The complex structure of the pan scourers to which were fastened numerous egg-clutches, probably laid by heteroptera, offers a large attachment surface to invertebrates and microphytes. The BR benthic substrate, made of a scrubbing brush, was principally selective for oligochetes such as Lumbriculidae and Tubificidae. This last taxa feed on bacteria which decompose organic matter (TACHET et al. 2002). The BR also contains numerous individuals of *Chironomus*, a key genus in eutrophic or disrupted environments (JOHNSON et al. 2001, PÉRY et al. 2003). This substrate, located on the ground, was rapidly enveloped by organic matter and filamentous algae. Such material supplies a great source of food for scraper species and additionally creates abundant spaces in which organisms can hide. The last substrate, the PL, mock aquatic plants made from plastic appeared to be very indiscriminate with no particular selectivity for any taxa. Molluscs were absent from all artificial substrates despite occurring in net samples. Such a discrepancy could be explained by the time necessary for molluscs to colonize the substrates (particularly in the case of Bivalves such as *Sphaerium*) and by their

possible loss during the retrieval of the samplers, due to their lack of an adaptation for “clinging”, which has also been noticed for crustacean (RABENI & GIBBS 1978).

Species composition of each substrate, tested with the Jaccard coefficient of similarity, did not greatly differ from net sampling with the exception of molluscan and coleopteran species. The evolution of Shannon indices in function of exposure length showed significant differences between PL -BR (*t*-test, $P < 0.05$) and PL – PE (*t*-test, $P < 0.001$). Looking at species assemblage, these results highlight the selectivity of two of the substrates (BR and PE). Indeed the Shannon index was highest for the plastic plant substrate (PL) indicating that this substrate did not favour any species in particular. This was also confirmed by the evenness index which was consistently higher in the PL (0.58 ± 0.09) than on the BR (0.28 ± 0.3) or the PE (0.29 ± 0.07). However, even if this substrate does appear to be the most well-balanced in its species composition and abundance, is it definitely representative of the pond fauna? Most authors argue that artificial substrates are non-representative when compared to natural substrates (ROSENBERG & RESH 1982, FRANCIS & KANE 1995, CASEY & KENDALL 1997). In this study, the comparison of the major invertebrate species densities on artificial substrates and from hand-net sampling (of which we estimated the sampling volume as 138,5 l), did show significant differences (2 way ANOVA, $P < 0.001$). Densities recorded by net sampling were much lower than in the tested substrates. In order to allow these comparisons, we assumed that the studied stormwater retention pond did not differ in its species composition from year to year. On one hand, chemical and physical characteristics of water did not differ during the two years of study, on the other hand, none accidental event was recorded along the retention pond during the study. But the estimation of aquatic invertebrate densities in such habitat presents many bias linked, for example, to an aggregative distribution of species or to a disturbance of the habitat while entering in the water (RESH & MCELRAVY 1993). This can also be explained by the net sampling technique not being able to satisfactorily sample the benthic compartment (presence of dense macrophytes beds or concentrated filamentous algae). Moreover, the scrubbing brush (BR) and the pan scourers (PE) artificial substrates offered new ecological niches that were quickly exploited by pond organisms.

Currently all these basins are layered with a PEHD membrane (to protect groundwater from road pollution) covered by a sediment layer (that retains pollutants) without any stones or materials added on its surface. This creates homogeneous system suitable for the use of a standardised sampling method. The plastic plant substrate, the PL, despite the lack of colonization by two molluscs (*Lymnaea* and *Physa*), was satisfactorily representative of the invertebrate community occurring in the stormwater retention pond. This substrate also has many advantages such as its low cost, its ease to clean and its reusability.

In such stormwater retention ponds, the main pollutants are trace metals (Pb, Zn, Cu mainly), hydrocarbons and herbicides such as glyphosate (LEE et al. 1997, SRIYARAJ & SHUTES 2001, SCHER & THIÉRY *in press*). In order to assess the impact of these pollutants on aquatic ecosystem, a biomonitoring program should be conducted. Artificial substrates then, offer the advantage of a standardized and reproducible method in that not only species richness modification could be assessed and compared but community structure and species abundance as well (BUIKEMA & VOSHELL 2001). But a fine knowledge of ecosystem functioning should be needed in order to use invertebrates biomonitoring as an early warning. Finally, such methods need to be more developed in areas of applied aquatic ecology particularly for the environmental hazard assessment .

Acknowledgments

This study was funded by a grant (n° 609/2001) by the Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) and the Société des Autoroutes du Sud de la France (ASF) as a part of O. SCHER's PhD thesis. We are particularly grateful to J.-F. MAUFFREY (Université de Provence)

and P. CECCHI (I.R.D., Burkina Faso) for their useful comments on earlier versions of this manuscript.

References

- ADDINSOFT (2003): XLSTAT[®] version 6.1.9. <http://www.xlstat.com>.
- ATILLA, N., WETZEL, M. A. & FLEEGER, J. W. (2003): Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. – *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **287**: 273–287.
- BENOÎT, H. P., POST, J. R., PARKINSON, E. A. & JOHNSTON, N. T. (1998): Colonization by lentic macroinvertebrates: evaluating colonization processes using artificial substrates and appraising applicability to the technique. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**: 2425–2435.
- BIGGS, B. J. F., FRANCOEUR, S. N., HURYN, A. D., YOUNG, R., ARBUCKLE, C. J. & TOWNSEND, C. R. (2000): Trophic cascades in streams: effects of nutrient enrichment on autotrophic and consumer benthic communities under two different fish predation regimes. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1380–1394.
- BISHOP, C. A., STRUGER, J., BARTON, D. R., SHIROSE, L. J., DUNN, L., LANG, A. L. & SHEPERD, D. (2000a): Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. – *Water Qual. Res. J. Can.* **35**: 399–435.
- BISHOP, C. A., STRUGER, J., BARTON, D. R., SHIROSE, L. J., DUNN, L., LANG, A. L. & SHEPERD, D. (2000b): Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. – *Water Qual. Res. J. Can.* **35**: 437–474.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J. (1999): *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. – Oxford University Press, Oxford.
- BOOTHROYD, I. K. G. & DICKIE, B. N. (1991): Macroinvertebrate drift and community colonization on perspex artificial substrates in the Ohinemuri River, New-Zealand. – *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* **25**: 167–176.
- BUKEMA, A. L. & VOSHELL, J. R. (2001): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **10**: Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. – ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds). Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 344–398.
- CAIRNS, J. (1982): Artificial substrates. CAIRNS, J. (eds). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- CASEY, R. J. & KENDALL, S. A. (1996): Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. – *Hydrobiologia* **341**: 57–64.
- CLARKE, K. D., KNOEHEL, R. & RYAN, P. M. (1997): Influence of trophic role and life-cycle duration on timing and magnitude of benthic macroinvertebrate response to whole-lake enrichment. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 89–95.
- CLEMENTS, W. H., HASSEL, J. H., CHERRY, D. S. & CAIRNS, J. (1989): Colonization, variability, and the use of substratum-filled trays for biomonitoring benthic communities. – *Hydrobiologia* **173**: 45–53.
- CLIFFORD, H. F., GOTCEITAS, V. & CASEY, R. J. (1989): Roughness and color of artificial substratum particles as possible factors in colonization of stream invertebrates. – *Hydrobiologia* **175**: 89–95.
- DE PAUW, N., ROELS, D. & FONTOURA, A. P. (1986): Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water-quality by the Belgian Biotic Index. – *Hydrobiologia* **133**: 237–258.
- FRANCE, R. L. (1997): Macroinvertebrate colonization of woody debris in Canadian shield lakes following riparian clearcutting. – *Conserv. Biol.* **11**: 513–521.

- FRANCIS, D. R. & KANE, T. C. (1995): Effect of substrate on colonization of experimental ponds by Chironomidae (Diptera). – *J. Freshwat. Ecol.* **10**: 57–63.
- HALL, T. J. (1982): Colonising macroinvertebrates in the upper Mississippi River with a comparison of basket and multiplate samplers. – *Freshwat. Biol.* **12**: 211–215.
- JEFFRIES, M. (1993): Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. – *Oikos* **67**: 142–148.
- JOHNSON, R. K., WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. (2001): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **4**: Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. – ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds). Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 40–158.
- KIRK, E. J. & PERRY, S. A. (1994): A comparison of 3 artificial substrate samplers – macroinvertebrate densities, taxa richness, and ease of use. – *Water Environ. Res.* **66**: 193–198.
- LAKE, P. S. & DOEG, T. J. (1985): Macroinvertebrate colonization of stones in two upland Southern Australian streams. – *Hydrobiologia* **126**: 199–211.
- LINCOLN, R., BOXSHALL, G. & CLARK, P. (2003): A dictionary of Ecology, Evolution and Systematics. – Cambridge University Press, Cambridge.
- LEE, P. – K., TOURAY, J. – C., BAILLIF, P. & ILDEFONSE, J. – P. (1997): Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. – *Sci. Total Environ.* **201**: 1–15.
- MACKAY, R. J. (1992): Colonization by lotic macroinvertebrates – a review of processes and patterns. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**: 617–628.
- MAGOULICK, D. D. (1998): Effect of wood hardness, condition, texture and substrate type on community structure of stream invertebrates. – *Am. Midland Nat.* **139**: 187–200.
- MIHALJEVIC, Z., KEROVEC, M., TAVCAR, V. & BUKVIC, I. (1998): Macroinvertebrate community on an artificial substrate in the Sava River: long-term changes in the community structure and water quality. – *Biologia* **53**: 611–620.
- MUZAFFAR, S. B. & COLBO, M. H. (2002): The effects of sampling technique on the ecological characterization of shallow, benthic macroinvertebrate communities in two Newfoundland ponds. – *Hydrobiologia* **477**, 31–39.
- PECKARSKY, B. L. (1986): Colonization of natural substrates by stream benthos. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**: 700–709.
- PÉRY, A. R. R., SULMON, V., MONS, R., FLAMMARION, P., LAGADIC, L. & GARRIC, J. (2003): A model to understand the confounding effects of natural sediments in toxicity tests with *Chironomus riparius* – *Environ. Toxicol. Chem.* **22**: 2476–2481
- POPE, R. J., GORDON, A. M. & KAUSHIK, N. K. (1999): Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. – *Hydrobiologia* **392**: 99–112.
- RABENI, C. F. & GIBBS, K. E. (1978): Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. – *J. Fish. Res. Board Can.* **35**: 332–336.
- RESH, V. H. & MCELRAVY, E. P. (2001): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **5**: Contemporary quantitative approaches to biomonitoring. – ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (eds). Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, pp. 159–194.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (1982): Artificial Substrates. **6**: The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. – J. CAIRNS (eds). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, pp. 175–235.
- SCHER, O. & THIERY, A. (*in press*): Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du sud-est de la France. – *Bull. Soc. Herpétologique France*.
- SCHMUDE, K. L., JENNINGS, M. J., OTIS, K. J. & PIETTE, R. R. (1998): Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. – *J. N. Am. Benthol. Soc.* **17**: 73–80.

- SMITH, S. D. A & RULE, M. J. (2002): Artificial substrata in a shallow sublittoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? – *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **277**: 25–41.
- SOLIMINI, A. G., GULIA, P., MONFRINOTTI, M. & CARCHINI, G. (2000): Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. – *Hydrobiologia* **422**: 197–208.
- SRIYARAJ, K. & SHUTES, R. B. E. (2001): An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. – *Environ. Int.* **26**: 433–439.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2002): *Invertébrés d'eau douce*. - CNRS Editions, Paris.
- THORP, J. H., MCEWAN, E. M., FLYNN, M. F. & HAUER, F. R. (1985): Invertebrate colonization of submerged wood in a cypress-tupulo swamp and blackwater stream. – *Am. Midland Nat.* **113**: 56–68.
- WISE, D. H. & MOLLES, M. C. (1979): Colonization of Artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. – *Hydrobiologia* **65**: 69–74.
- WREN, C. D., BISHOP, C. A., STEWART, D. L. & BARRETT, G. C. (1997): Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds: current state of knowledge and protocols for monitoring levels and effects in wildlife. – Canadian Wildlife Service, Ontario region.

Tables

Table 1. Main physical and chemical characteristics of the studied pond during the experiment

	Conductivity	Temperature	Depth	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁺	Ca ²⁺	Glyphosate	AMPA
	($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	($^{\circ}\text{C}$)	(cm)	(mg.L ⁻¹)					(μg.L ⁻¹)	
day 7	224	16.4	60	41.48	37	1	3.35	11.95	0.9	< 0.1
day 14	284	20.4	58	54.9	53	0	3.05	13.69	0.33	0.17
day 21	344	23	55	75.64	55	0	3.25	21.11	0.28	< 0.1
day 35	321	23	60	67.1	50	0.9	4.6	19.43	0.25	< 0.1
<i>Annual mean</i>	303	17.6	59	53.66	48.98	1.16	4.48	20.14	0.21	0.17

Table 2. Evolution of Richness (S), Shannon's index (H') and Evenness (E) of each substrate in relation to exposure length

Substrate	Day	Number of taxa (S)	Shannon's index (H')	Evenness (E)
PL	7	24	2.612	0.57
	14	31	3.373	0.68
	21	27	2.801	0.59
	35	26	2.226	0.47
BR	7	22	1.163	0.26
	14	27	2.199	0.46
	21	17	0.557	0.14
	35	22	1.155	0.26
PE	7	20	1.608	0.37
	14	29	1.286	0.26
	21	29	1.441	0.30
	35	30	1.049	0.21

Table 3. Evolution of Jaccard's coefficient of similarity (S_j) of each substrate between 7 days of exposure and all tested exposure lengths (14, 21 and 35 days)

	S _j Coefficient		
	day 7 to 14	day 7 to 21	day 7 to 35
PL	0.75	0.64	0.59
BR	0.61	0.38	0.45
PE	0.63	0.58	0.56

Table 4. Two-way ANOVAs (substrate type and exposure length) and REGWQ test results for the densities of the most abundant taxa on each substrate type (PL = plastic plant, BR = scrubbing brush, PE = pan scourers). Statistical differences ($P < 0.05$) in the REGWQ test are ranked from highest to lowest (High - Low) density. *Modified from Casey & Kendall (1996).*

main taxa	Substrate type (PL, BR, PE)		Exposure length (7, 14, 21, 35 days)	
	<i>F</i> value	REGWQ (High - Low)	<i>F</i> value	REGWQ (High - Low)
Oligochaeta	6.611*	BR - PE, PL	2.106	
Cladocera	8.944*	PE - BR, PL	2.001	
Ostracoda	18.940**	PE - BR - PL	6.708*	14,35 - 35,21,7
Cyclopoidae	6.063*	BR - PE - PL	2.277	
<i>Cloëon dipterum</i>	10.906**	PE - BR, PL	6.137*	35,14 - 14,21 - 7
<i>Caenis</i>	0.775		0.327	
Zygoptera	1.479		0.262	
Heteroptera	11.030**	PE - PL, BR	0.435	
Chironomidae	4.106		1.679	
Hydracarina	10.990**	PE - PL, BR	4.241	

* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$

Table 5. Two-way ANOVAs (substrate type and exposure length) and REGWQ test results for the densities of most significant taxa on each substrate type (PL = plastic plant, BR = scrubbing brush, PE = pan scourers). Statistical differences ($P < 0.05$) in the REGWQ test are ranked from highest to lowest (High - Low) density. *Modified from Casey & Kendall (1996).*

			Exposure length (7, 14, 21, 35 days)		
		Substrate type (PL, BR, PE)			
taxa		<i>F</i> value	REGWQ (High - Low)	<i>F</i> value	REGWQ (High - Low)
Oligochaetae	<i>Chaetogaster</i>	11.436**	PE-PL,BR	7.057*	14 - 7,35,21
	Lumbriculidae	5.227*	BR-PL,PE	1.076	
	Tubificidae	14.472**	BR-PL,PE	0.183	
Cladocera	<i>Chydorus sphaericus</i>	8.914*	PE-BR,PL	9.288*	14,7 - 35,21
	<i>Pleuroxus aduncus</i>	9.629*	PE-PL,BR	1.966	
Heteroptera	<i>Plea leachi</i>	6.897*	PE-PL,BR	0.886	
	<i>Naucoris maculatus</i>	26.180***	PE-PL,BR	9.189*	21,35 - 14,7
Chironomidae	Tanypodinae A	2.755		5.592*	21,35 - 14,7
	Tanypodinae B	0.884		13.474**	35 - 14,21 - 21,7
	Orthocladiinae	9.836*	PE-PL,BR	4.018	
	Tanytarsini	2.681		7.167*	35 - 21,14 - 14,7
	<i>Chironomus</i>	88.949***	BR-PL,PE	1.542	

* = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$

Figure legends

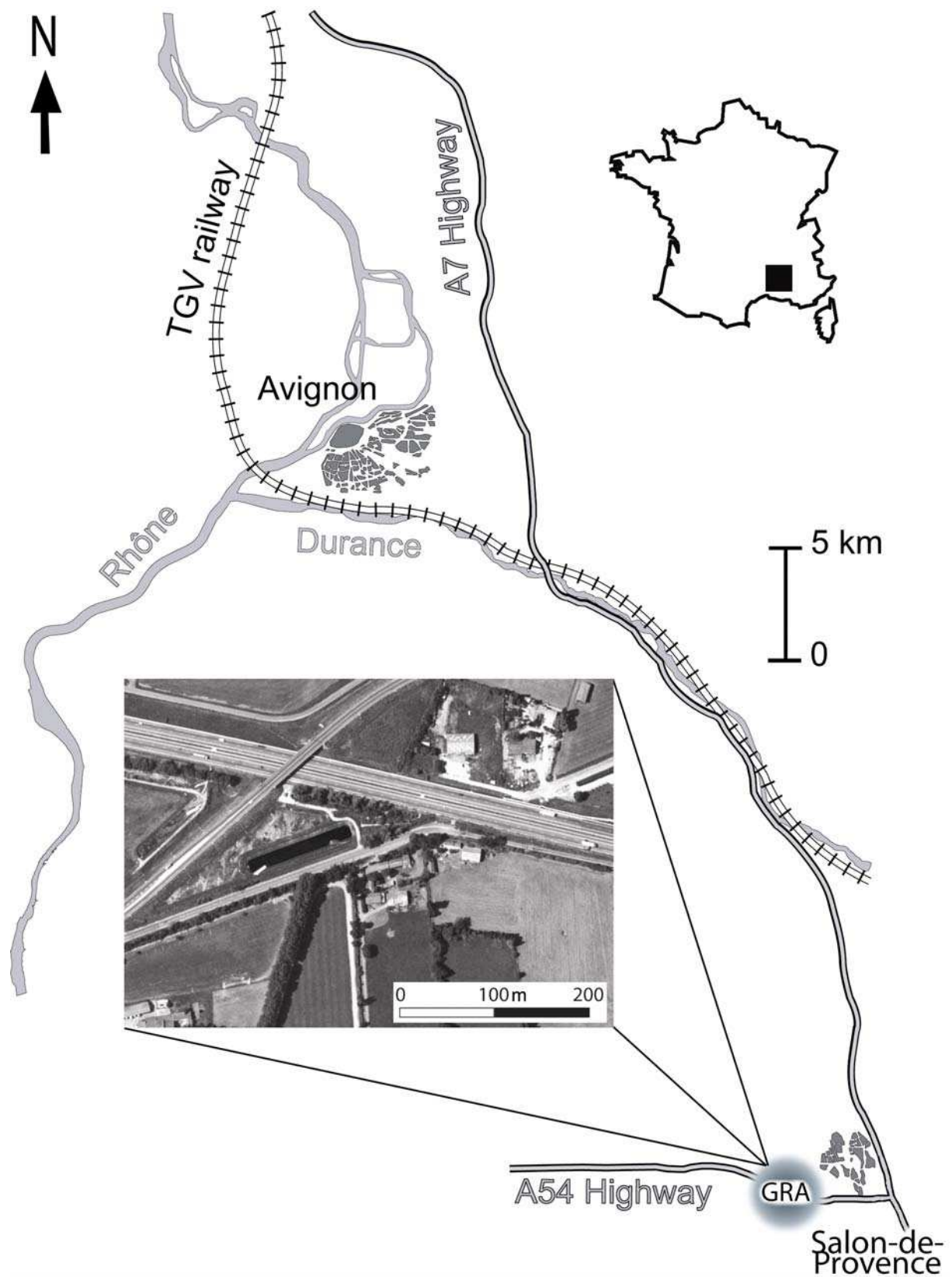


Fig. 1. Map of study area showing the sampling site

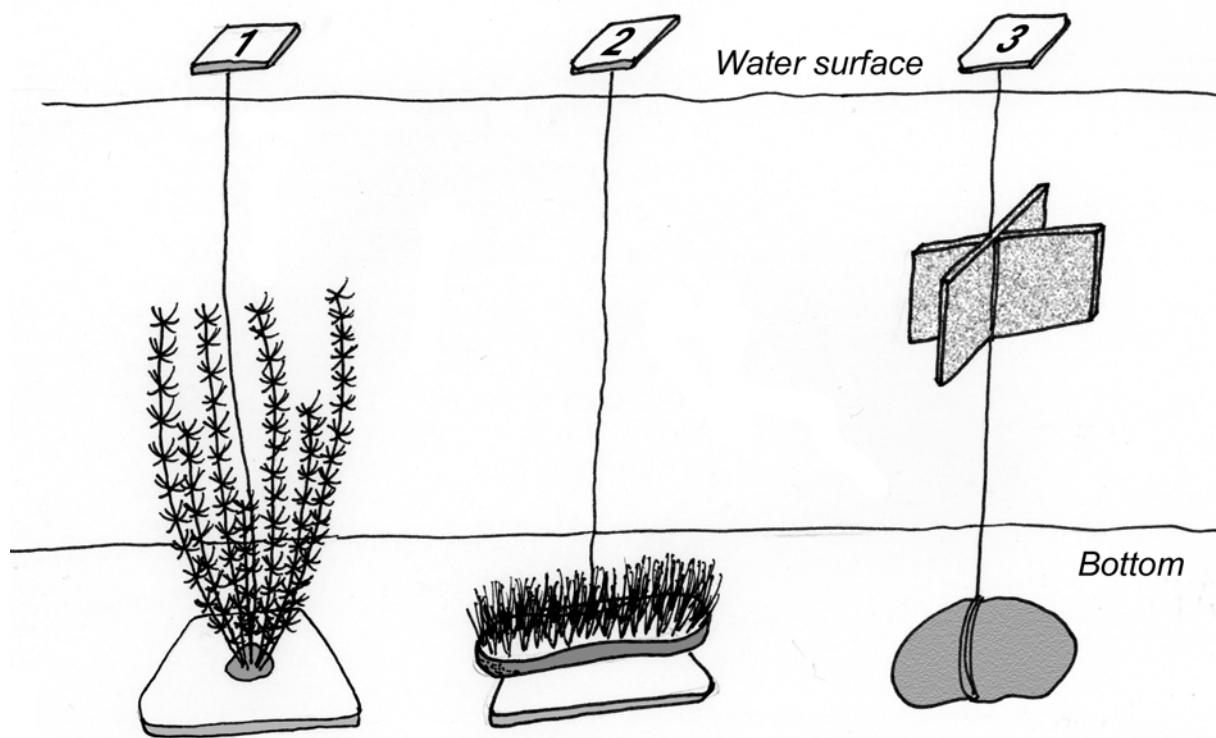


Fig. 2. Schematic of the three artificial substrates described in this study with (1) Plastic plant, *PL*, (2) Scrubbing brush, *BR* and (3) Pan scourer, *PE*.

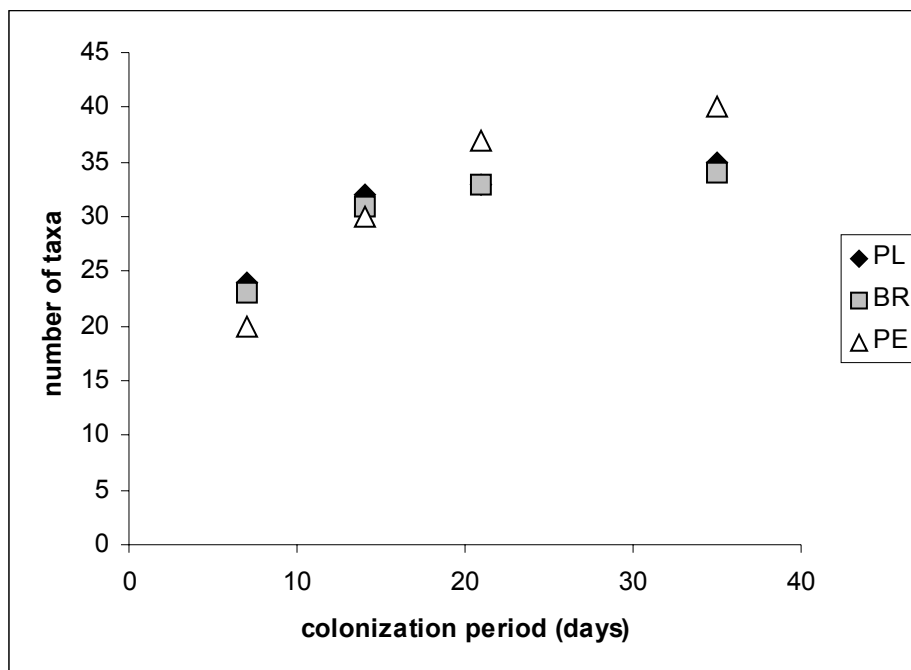


Fig. 3. Cumulative curve of substrate species richness in relation to exposure length

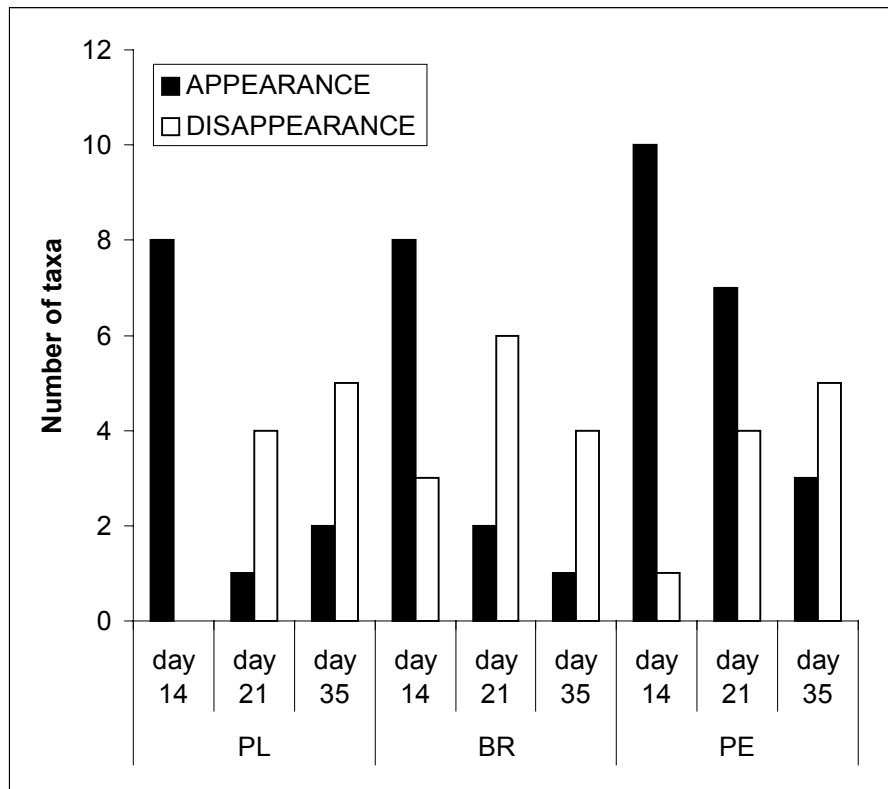


Fig. 4. Histogram presenting taxa appearance and disappearance on each substrate in relation to exposure length.

Assessment of the road pollution impact on the spatiotemporal dynamics of invertebrate communities found in motorway stormwater retention ponds.

Olivier SCHER¹, Régis CEREGRINO² & Alain THIERY¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, E-mail: olivier.scher@netcourrier.com

² Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier, UMR C5576, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse cedex 4, France

Manuscrit en préparation

Assessment of the road pollution impact on the spatiotemporal dynamics of invertebrate communities found in motorway stormwater retention ponds.

Olivier Scher*¹, Régis Céréghino² & Alain Thiéry¹

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité & Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France. Tel.: + 33-491106407, Fax.: + 33-491106303, E-mail:

olivier.scher@netcourrier.com / alain.thiery@up.univ-mrs.fr

² Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier, UMR C5576, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse cedex 4, France. E-mail : cereghin@cict.fr

* Corresponding author : Olivier Scher.

Abstract

Ponds can be defined as small wetlands with high conservation value owing to the biodiversity they support. However, their small size make them highly dependent of the quality of their surrounding landscape. We investigated the spatiotemporal dynamics of invertebrates found in five motorway stormwater retention ponds of south-eastern France. We assessed the influence of motorway runoffs upon invertebrate communities structure. Chemical and invertebrate data were computed with the Kohonen self organising map algorithm (SOM), a neural network already successfully used in ecology to patterns communities. There was no clear relationship between temporal variations in water chemistry and community structure of invertebrates during the same period. Motorway runoffs would thus have little or no influence on the structure of pond invertebrates communities. The Mediterranean climate as well as the specific habitat characteristics of each retention pond could explain these results. The question of the management of these facilities, in order to preserve suitable habitat conditions for wildlife, is then asked.

Capsule : Road runoff impact on invertebrate communities found in Mediterranean motorway stormwater retention ponds appear to be limited.

Keywords : Motorway, Stormwater retention pond, road pollution, invertebrate dynamics, SOM

1. Introduction

The very high diversity of habitat types within wetlands allows colonisation by species with particular adaptations and by opportunists (Masing et al., 2000). Therefore, wetlands are often biodiversity “hot spots” within a region or a landscape (Gopal et al., 2001; Williams et al., 2004). Among wetlands, ponds (sensu Collinson et al., 1995) may host a very high biodiversity, compared to other freshwater ecosystems in a given area (Biggs et al., 1994). While 40 - 90 % of the natural ponds have already disappeared in north-western Europe (Hull, 1997) and in the Mediterranean region (Papayannis and Salathé, 1999), many ponds were dug for leisure activities (golf) or water treatment (retention ponds) in urbanized landscapes. In the studied area for example, the number of man-made ponds spotted on a 1:25 000 map, increased by 480 % from 1944 to 2001. Most of them were designed to collect urban waste waters and road runoff. Specifically, ponds dug along motorways were intended to (i) control water flow during rainstorms, (ii) prevent environmental pollution by chronic road pollution (i.e. trace metals, hydrocarbons carried by road surface runoff), and (iii) catch exceptional contamination (e.g. accident involving a tank truck).

Roadside pollutants have three main origins: vehicles, road materials (crash barrier, etc.), and dry or wet (dust or rain) atmospheric pollution (Forman et al., 2003). Motorway companies also add chemicals by applying herbicides (glyphosate) as roadsides maintenance, and by de-icing road surface in winter (leading to a NaCl increase in water). Many studies focused on the identification and quantification of pollutants caught by motorway stormwater retention ponds and particularly the efficiency of these systems for pollution removal (Lee et al., 1997; Barbosa and Hvited-Jacobsen, 1999; Legret and pagotto, 1999; Lundberg et al., 1999; Mallin et al., 2002;). It appeared that trace metal elements (lead, copper, cadmium and zinc), total hydrocarbons and total suspended solids were the main contaminants found in motorway ponds (Legret, 2001). Scher & Thiéry (2005) also found high concentration of amino-methyl phosphonic acid (AMPA, the by-product of glyphosate molecule) all year-round in the water column. This molecule has been shown to be the second most common herbicide found in superficial water in France (I.F.E.N., 2004). But, if a contamination of stormwater ponds water and sediment by transport by-products has been well documented, mechanisms that drive pollutants transfer to the natural ecosystem remain poorly understood and need to be more investigated.

As newly created wetlands, motorway stormwater retention ponds were quickly colonized by aquatic organisms such as insects, amphibians or birds (Wren et al., 1997; Scher and Thiéry, 2005; Scher et al., 2005). These organisms could be adversely affected by road and/or roadside maintenance pollutants and may thus show different distribution patterns linked to water chemistry variations. In this study, we used the Self-Organizing Map algorithm (an unsupervised neural network) to determine whether there were differences: (i) in invertebrate assemblages, and (ii) in water chemistry, among and within roadside ponds (i.e. in space and time) in the French Mediterranean region. Subsequently, we assessed the congruence between faunistic and water chemistry classifications, in order to determine whether water chemistry fluctuations due to several human impacts (mainly linked to road use) were likely to influence the structure of invertebrate assemblages from motorway stormwater retention ponds.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The survey was conducted along the A7 and A54 motorways in the South-East of France between Orange (44°08'N/04°48'E) and Salon-de-Provence (43°38'N/05°05'E) (Figure1). This is a windy area, under a Mediterranean climate, with a northern dominant cold wind, the *Mistral*, blowing from the Massif Central and flowing into the Rhone River Valley. Vineyards and orchards are characteristic of the landscape and are usually surrounded by evergreen oaks (*Quercus ilex*). The area stands between 0 and 200 m in altitude and is crossed by two rivers : the Rhone (N-S) in its western part and the Durance river (E-W) in its centre

and eastern part. The axis formed by the A7 motorway and TGV (Train à Grande Vitesse) railway represents the main travel way for summer holiday migration between North and South of France. During this period, more than 65 000 vehicles per day are recorded on the A7 versus 44 000 during the rest of year (Autoroutes du Sud de la France (ASF), unpublished data).

Natural water bodies are rare in the study area and most of them have an anthropogenic origin (e.g. dam, golf or motorway ponds). Besides, Olioso (1996) specified that, in the Vaucluse, only one natural pond persists. Within this area, five retention ponds were chosen according to their physical characteristics (Table 1): Orange (ORA), Vedène (MRA), Caumont (MRC), Salon (SAL) and Grans (GRA) which are all between 0 and 20 m above sea level. The bottom of the ponds is made either of a natural substratum (pond directly dug in the ground), or of an artificial one (bottom covered by a High Density Poly-Ethylene membrane, PEHD).

2.2. Methods

2.2.1. Invertebrate sampling

In each of the five ponds, samples were collected every 4 weeks from March 2002 to March 2003. Two to three samples (each one corresponding to a water column and a sediment sample) were randomly taken at each pond, on each sampling occasion. This number of samples was determined according to the size of the retention pond ($<$ or $>$ 0.11 ha) and the results of the early sampling sessions (Scher, 2005). Water samples were collected using a hand-net (mesh size = 125 μ m) with an opening of 21 cm. The total distance swept by the net, from bottom to surface both horizontally and vertically, was 4 m. At each sampling point, a 5 cm layer of sediment was also removed on a surface of 800 cm². Samples were preserved in 8 % formaldehyde in the field. Invertebrates were sorted in the laboratory and, if most of them were identified to species or genus level, some were only to family (following Amoros (1984) for cladocerans and Tachet et al. (2000) for macroinvertebrates). Thus, all identified organisms are named “taxa” in this study. Sediment samples were first put in a solution of water plus sugar (1 kg.L⁻¹) in order to separate organisms from sediment by flotation (Anderson, 1959), then sieved on a decreasing column (mesh sizes : 5 mm, 500 μ m and 250 μ m) and finally sorted for invertebrate counts and identification (Wilhelm and Hiebert, 1996). Sorted samples were finally preserved in a 70 % ethanol solution.

All samples (water and sediment) coming from a same pond at a same date were grouped in order to obtain a list of taxa for each pond/sampling session. Thus, a total of 74 samples was obtained originated from GRA (samples 1 – 15), MRA (16 – 29), MRC (30 – 44), ORA (45 – 59) and SAL (60 – 74).

2.2.2. Physical and chemical features of water

As for invertebrate survey, water was analyzed every four weeks, keeping the same and unique sampling point in each stormwater retention pond. This approach was chosen in order to allow intra-pond (between sampling occasions at one site) and inter-ponds (between each pond at each date) comparisons all year-round. Abiotic features (i.e. conductivity, temperature and dissolved oxygen) were measured *in situ* with WTW[®] (LF91, OXI91) equipments. Anions were analysed by chromatography on DIONEX DX120 and cations by atomic absorption on SPECTRA AA 640 VARIAN[®]. Trace metals (Cd, Cu, Pb and Zn) were analyzed in the Departmental Laboratory of Vaucluse (LDA 84) according to AFNOR norm T 90-112 (July 1998) for Cu and Zn, FD T 90-119 (July 1998) for Pb and NF EN ISO 5961 (August 1995) for Cd. Herbicides (atrazine, glyphosate and their by-products) were analysed in water by the Departmental Laboratory of Drôme (LDA 26) following the NF EN ISO 11 369 norm for atrazine and triazine herbicides and by liquid chromatography using fluorogenic labelling for glyphosate. Total hydrocarbons were sought with T 90-114 (October 1979) norm.

A measure of sediment contamination by trace metals (Cd, Cu, Pb and Zn) and total hydrocarbons was also performed. But these data were not kept for analysis because (1) only 5 sampling sessions were conducted which is not enough for the SOM analysis we performed and (2) the measure of total trace metal concentrations in sediment is not much informative about their environmental impact. Peltier et al. (2003), for example, who studied the zinc and lead sequestration in an impacted wetland showed that these two elements rapidly formed strong sulfides complex that were mostly bio-unavailable because of low equilibrium dissociation constants. But analytical protocols and measurement results can be found in Scher and Thiéry (2005) and Scher (2005).

2.2.3. Modelling procedure

Considering the presence (1) or absence (0) of each taxa at each stormwater retention pond and each sampling period, the database allowed the construction of a [82 taxa x 74 samples] matrix. Such ecological data consist of many species and environmental variables, which vary in non linear fashion (Lek and Guégan, 2000), depending on the distribution of sampling locations and sampling occasions. Thus, non linear modelling methods such as artificial neural networks (ANNs) should theoretically be preferred for dealing with such data (20). ANNs, including Kohonen's self organizing map (SOM) and other techniques, have already been applied to the assessment of water quality and community structure of invertebrate and fish (Ruck et al., 1993; Chon et al., 1996; Dzeroski et al., 1998; Walley and Fontama, 1998; Aguilera et al., 2000; Walley and O'Connor, 2000; Walley et al., 2000).

The data thus were studied using the Kohonen self organising map (SOM) algorithm. This algorithm is an artificial neural network model. It performs a non-linear projection of the data space onto a two-dimensional space. This network consists of two layers: the input layer is constituted by 82 nodes (one by taxa) connected to the 74 samples, the output layer is constituted by 40 neurons organized on an array with 8 rows and 5 columns laid out on a hexagonal lattice. In the output layer, the neurons act as virtual samples and approximate the probability density function of the input data. During the learning process, a taxa assemblage is computed for each virtual sample.

The SOM algorithm is an unsupervised learning procedure (see Kohonen (2001) for theoretical considerations), which transforms the multi-dimensional input data into a two dimensional map subject to a topological (neighbourhood preserving) constraint. SOM thus plots the similarities of the data by grouping similar data items together, in a way that can be simply described as follows :

- The virtual samples are initialized with random samples drawn from the input data set.
- The virtual samples are updated in an iterative way :
 - A sample unit is randomly chosen as an input unit.
 - The Euclidean distance between this sample unit and every virtual sample is computed.
 - The virtual sample closest to the input is selected and called 'best matching unit' (BMU).
 - The BMU and its neighbours are moved a bit towards the input unit.

The training was broken down into two parts (Giraudel et al., 2000; Park et al., 2003) :

- Ordering phase (the 3 000 first steps): when this first phase takes place, the samples are highly modified in a wide neighbourhood of the BMU.
- Tuning phase (7 000 steps): during this phase, only the virtual samples adjacent to the BMU are lightly modified.

At the end of training, the taxa assemblage is known for each virtual sample, the BMU is determined for each sample, and each sample is set in the corresponding hexagon of the SOM map. Samples which are neighbours on the grid are expected to represent neighbouring clusters of samples; consequently, samples having a large distance to each other, (according to taxa assemblage), are expected to be distant in the feature space. Finally, a k-means algorithm (Ultsch, 1993) was applied to cluster the trained map. The SOM units were divided into clusters according to the weight vectors of the neurons, and subsets were justified according to the lowest Davis Bouldin Index, i.e. for a solution with low variance within

clusters and high variance between clusters (Park et al., 2003). A similar procedure was adopted to classify the 74 samples according to 22 chemical variables. Further details on the SOM procedure can be found in Vesanto et al. (1999), the detailed algorithm of the SOM can be found in Kohonen (2001) for theoretical considerations.

3. Results

3.1. Invertebrate assemblages

After training the SOM with invertebrate presence/absence data (representing 82 taxa, Table 2), the k-means algorithm helped to derive 5 clusters. Thus, samples were classified into 5 subsets (A – E, Fig. 2), according to different spatial and temporal distribution patterns, which were characteristic of each invertebrate taxa (Fig. 3). All samples in cluster C corresponded to GRA, whereas most samples (78.5 – 85 %) in clusters A, D, E corresponded to stormwater ponds ORA, MRA, and MRC, respectively. Cluster B was chiefly delineated by samples from SAL (71.5 %), and to a lesser extent from ORA (19 %), MRA and MRC (9.5 %). Conversely, samples in cluster A chiefly originated from ORA (78.5 %), and from MRC (21.5 %). Therefore, we may conclude that each pond exhibited a quite specific invertebrate fauna.

When the distribution of each taxa was examined on the trained SOM, the map units of the SOM (Clusters A to E) showed specific distributions of taxa among clusters (Fig. 3). Cluster A was particularly differential for benthic crustacean taxa (*Gammarus* and *Asellus*) and molluscs (*Gyraulus*, *Planorbis* and *Radix*). Cluster B appeared to be less taxa specific, with only four taxa (*Psychodidae*, *Dugesia*, *Stylaria* and *Bythinella*) whereas cluster C was mainly differential for *Notonecta*, *Naucoris*, *Lymnaea* and *Caenis*. Cluster D was mainly Coleoptera specific (*Agabus*, *Berosus*, *Hydaticus* and *Hydrovatus*) whereas cluster E was differentiated from others by its planctonic taxa composition (*Leydigia*, *Scapholeberis* and *Tretocephala*) and by the presence of the mollusc *Ferrissia*. The other taxa under consideration were less pond specific, and were common to 2-5 clusters (e.g. all Chironomidae, Ostracoda and Tubificidae taxa).

The mean number of taxa ($\pm$ SD) in clusters A – E (i.e. the mean number of taxa found in the samples grouped in the same cluster) varied from 17.52 ± 5.92 to 28.69 ± 4.25 . Species richness was significantly lower in cluster B (one-way ANOVA, $p < 0.001$) when compared to the others clusters. Total taxa richness ($\pm$ SD) in clusters A, B, D and E was 55 ± 2 taxa but only 39 taxa were found in cluster C.

3.2. Water chemistry

A total of 22 chemical features (including conductivity, anions, cations, herbicides, total hydrocarbons and trace metals) were kept for analysis. Temperature and dissolved oxygen data were excluded from statistical analysis because of too large variations during their field measurements. These variables indeed, because of the biological activity of organisms, show large variations during the day and their continuous recording only would have been informative. The main results of chemical analysis are summarized in Table 3. The comparison of our data with the threshold levels recommended in France (Decree 89-3, 1989) for human drinking water indicate that our data are below these levels for trace metals and total hydrocarbons whereas they punctually reach or jut out about them for conductivity, chlorides and sulfates. When compared to the results of previous studies conducted in motorway stormwater retention ponds (only measures taken in the pond itself and not in the runoff have been kept) we notice that our data are below the levels generally found in such systems. We also notice that only cadmium and lead were recorded in a dissolved form in water (2 events in June and September) whereas the two main contaminants of sediment (copper and zinc; Scher and Thiéry, 2005) cannot be found in a dissolved form.

As for invertebrate assemblages, the SOM trained with chemical data also clustered into 5 subsets (Figure 4). The abscissa on the SOM was roughly explained by a gradient of allochthonous pollution (from low [left] to high [right]), whereas the ordinate of the map represented a gradient of mineralization (from low [bottom] to high [top]). Samples in cluster 1 were at high conductivity ($> 1915 \mu\text{S.cm}^{-1}$) and salinity (chloride concentration $> 283.5 \text{ mg.L}^{-1}$), samples in cluster 2 showed high herbicide and total hydrocarbon concentrations ($0.18 - 3.48 \mu\text{g.L}^{-1}$ and $0.14 - 0.82 \text{ mg.L}^{-1}$ respectively), samples in cluster 4 were characterized by inputs of trace metal elements (lead and cadmium). Samples in cluster 3 were originated from ponds with natural bottoms, and showed rather high magnesium and fluor concentrations. Finally, samples in cluster 5 were taken from those ponds with artificial bottoms (PEHD membrane) and showed the lowest mineralization.

The mean number of taxa ($\pm$ SD) in clusters 1 – 5 ranged from 17.7 ± 6.2 to 26.0 ± 2.7 . Taxa richness was significantly lower in cluster 1 (one-way ANOVA, $p < 0.001$) when compared to the others clusters. Total taxa richness ($\pm$ SD) in clusters 1 – 5 was $53 \text{ taxa} \pm 11$ taxa. The lowest total taxa richness was recorded in cluster 4 (38 taxa).

3.3. Relationship between invertebrate assemblages and chemical quality of retention ponds

We assessed the relationship between the two Kohonen's self organizing maps (invertebrate and chemistry) using the Jaccard coefficient of similarity (S_j). We used the sample composition of each cluster (A – E and 1 – 5) to compute this index. There was little congruence between the distribution of samples 1 – 74 among clusters A – E (invertebrates) versus 1 – 5 (chemistry). The highest similarities occurred between clusters B and 1 (Jaccard coefficient of similarity = 0.54) and between clusters D and 5 (Jaccard coefficient of similarity = 0.53).

4. Discussion

Because of their rate of digging, man-made ponds have become a very common aquatic habitat type in southern France. For example, about 1 430 stormwater retention ponds have been created along the 2 871 km of the ASF (Autoroutes de Sud de la France) motorway network (ASF, 2003). These newly-created wetlands attracted many freshwater species such as aquatic invertebrates, amphibians or birds. Contaminants accumulated within stormwater retention ponds could be a threat to wildlife, which may use these facilities as temporary or permanent habitats. Wren et al. (1997), Bishop et al. (1999) and Karouna-Renier and Sparling (2001) highlighted our lack of knowledge on the relationships between site contamination and organismal responses (see also Forman et al., 2003). Bishop et al. (2000a, b) studied 15 stormwater ponds (aged from 3 to 22 years) in Ontario. They found that sediment contamination by elements such as oil and grease, PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons), copper, zinc and lead levels were of prime importance to explain differences recorded between surveyed ponds. They also observed the dominance of one taxa in the most contaminated ponds. They highlighted the fact that non-evaluated parameters such as habitat and food availability for individual species could also be of high importance to explain the observed differences. In this context, we assessed five motorway stormwater retention ponds for their water quality and invertebrate composition over one year, in order to search for possible relationships between water quality and biological communities.

Many studies on stormwater retention ponds focused on the chemical analysis of road runoff following rainstorm events, or efficiency of stormwater ponds for pollutants removal (Barbosa and Hvited-Jacobsen, 1999; Lundberg et al., 1999; Pagotto, 1999; Sriyaraj and Shutes, 2001; Revitt et al., 2004; Stead-Dexter and Ward, 2004). All these studies, except (Barbosa and Hvited-Jacobsen, 1999), were conducted in northern France or northern Europe. But if rainstorm events are common in these localities, they are scarce under Mediterranean climate (Blondel and Aronson, 1999) potentially leading to differences in retention ponds contamination by anthropogenic pollutants.

In our study area, 74 chemical samples were combined into five subsets (1 to 5) through the SOM analysis, and were characterised by (1) a high conductivity explained by chlorides inputs in a single stormwater pond (SAL), (2) allochthonous pollution characterized by inputs of roundup® (glyphosate and AMPA, used by the motorway company to clean road edge) and herbicides and organic molecules originating from vineyard maintenance, (3) samples which belonged to ponds with a natural ground, i.e. MRC and ORA, (4) inputs of trace metal elements in a dissolved form, and (5) samples which belonged to stormwater ponds with a PEHD ground, i.e. MRA and GRA. Detectable concentrations of trace metals (cadmium and lead) were only found twice but at low concentrations (cadmium ($\pm$ SD): $0.7 \pm 0.2 \mu\text{g.L}^{-1}$; lead: $8.6 \pm 3.36 \mu\text{g.L}^{-1}$). Furthermore, stormwater ponds that shared the same bottom type (at the exception of SAL pond) were grouped together by SOM classification. Stormwater ponds with a natural bottom showed higher conductivity than the ones with a PEHD membrane (Mann-Whitney U test, $p < 0.0001$). This could result from the weak depth of sediment found on PEHD membrane (mostly < 5 cm) leading to a lack of mineral and organic compounds in the sediment.

We also performed a SOM analysis on the 74 invertebrates samples. As for chemical samples, we observed a distribution of samples into five subsets. Surprisingly, each cluster showed a grouping of samples originating from the same stormwater retention pond. This suggests a higher importance of pond habitat characteristics (i.e. macrophyte species richness, pond surface...) to explain invertebrate community composition. We then compared the two SOMs conducted separately on chemical and invertebrate variables. The Jaccard coefficient of similarity suggested a weak similarity between cluster 1 (defined as a high conductivity marker) and cluster B ($S_j = 0.54$). If we consider these clusters, we observe that this relation can be explained by the SAL pond that accounts for 81 % in cluster 1 and 71.5 % in cluster B. Moreover, the other samples grouped in cluster B are not characterized by their high conductivity. Jaccard coefficient of similarity was also greater than 0.5 between cluster 5 (defined as the “artificial bottom” marker) and cluster D in which ponds with an artificial bottom (MRA and GRA) were grouped. In cluster D, samples from MRA accounted for 81 % whereas most of samples from GRA were found in cluster C. We can conclude that no clear relationship exists between chemical variations of water in time and community structure modification of invertebrates during the same time period. If water quality is not sufficient to explain the variations of community structure in Mediterranean motorway stormwater retention ponds, other aspects such as pond morphology or macrophyte richness could probably be of greater importance. This was particularly observed by Wood and Barker (2000) when they studied several old industrial textile mill ponds in United-Kingdom. On the one hand, they found that pond morphology and habitat diversity influenced the composition of the invertebrate community and, on the other hand, that ponds geographically closed could present marked differences in their community composition. But these ponds appeared to be not much anthropogenically impacted. On the opposite, Bishop et al. (2000a, b) worked on greatly impacted stormwater retention ponds in Canada. They found that a significant relationship existed between taxa richness and stormwater pond contamination by oil, grease and metals. In the same way, Karouna-Renier and Sparling (2001), who worked on stormwater ponds built to treat commercial, residential and motorway runoff, observed a correlation between metal concentrations in invertebrates (Cu and Zn) and water. They particularly observed a seasonal effect on metal concentrations. But they also showed that metal concentrations in invertebrates were below dietary levels known to be toxic to fish.

In a previous study involving the same stormwater ponds but focused on dragonfly and amphibian communities, we demonstrated that, more than the strict chemical quality of the habitat, its structure and complexity were of main importance. Amphibian community was highly dependant of the landscape matrix and was negatively correlated with the urban area' size while dragonfly community responded to the macrophyte richness and the presence of an unfragmented habitat contiguous to the pond (Scher and Thiéry, 2005).

All these examples highlight the lack of significant relationships between pollutant concentrations measured in water and their potential effects on communities. In our study, we observed that pollutant levels measured in water were low or undetectable all year round. We also observed that invertebrate assemblages seemed to be pond-specific.

These observations address the problem of the consideration of such created habitats versus the potential risk of contamination and/or destruction for the wildlife they support. In the Mediterranean region, one of the main role of stormwater retention ponds is a control of water flow during rain events that can be extremely violent (Blondel and Aronson, 1999). Because of the low number of rain events during the year, their role as a pollutant sink seems to be highly reduced while the wind could play a major role as contaminants disperser (Forman et al., 2003 ; SETRA, 2004). Moreover, stormwater retention ponds are constructed close to the motorway, often invisible from people and protected by a fence so as to prevent people or large mammals from intrusion. Then, because of their large number (about one stormwater retention pond is found every two kilometres of motorway) and their isolation, they appear to be very interesting habitats for wildlife.

5. Conclusions

Under arid conditions such as the ones we find in the Mediterranean region, where natural ponds are scarce or have already disappeared (Yavercovski et al., 2004), motorway stormwater retention ponds might play a key role to maintain aquatic biodiversity (Scher et al., 2005). Managing practices of these stormwater retention ponds should be addressed to motorway companies in order to keep non damaged conditions for wildlife. But at the same time, a research effort should be encouraged in order to better understand the real impact of pollutants trapped in stormwater retention ponds on the aquatic wildlife that colonized them.

Acknowledgments

This study is undertaken as a part of Olivier Scher Ph.D. and was funded by a grant (n° 609/2001) by the Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) and the Société des Autoroutes du Sud de la France (ASF). We thank E. Franquet (University of Aix-Marseille 3, St Jérôme) for identification of midge larvae genera.

References

- Aguilera, P.A., Garrido-Frenich, A.G., Torres, J.A., Castro, H., Martinez Vidal, J.S., Canton, M., 2001. Application of the Kohonen neural network in coastal water management: methodological development for the assessment and prediction of water quality. *Water Research* 35, 4053-4062.
- Barbosa, A.E., Hvitved-Jacobsen, T., 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Science of the Total Environment* 235, 151-159.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M., Williams, P., 1994. New approaches to the management of ponds. *British Wildlife* 5, 273-287.
- Bishop, C.A., Struger, J., Dunn, L., Forder, D.R., Kok, S., 1999. Stormwater detention ponds of Southern Ontario: Are they a risk to wildlife?. Great lake fact sheet. Minister of Public Works and Government Services, Canada.
- Bishop, C.A., Struger, J., Barton, D.R., Shirose, L.J., Dunn, L., Lang, A.L., Sheperd, D., 2000a. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada* 35, 399-435.
- Bishop, C.A., Struger, J., Barton, D.R., Shirose, L.J., Dunn, L., Lang, A.L., Sheperd, D., 2000b. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. *Water Quality Research Journal of Canada* 35, 437-474.

- Blayo, F., Demartines, P., 1991. Data analysis: how to compare Kohonen neural networks to other techniques ?, in: Prieto, A. (ed.), IWANN'91, International Workshop on Artificial Neural Networks. Heidelberg Springer, Berlin, p. 469.
- Blondel, J., Aronson, J., 1999. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. Oxford University Press, Oxford.
- Chon, T.S., Park, Y.S., Moon, K.H., Cha, E., Pa., Y., 1996. Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling* 90, 69-78.
- Collinson, N.H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M.J., Walker, M.J., Whitfield, M., Williams, P.J., 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74, 125-133.
- Dzeroski, S., Grbovic, J., Walley, W.J., 1998. Machine learning applications, in: Michalski, R.S., Bratko, I., Kubat, M. (eds), *Biological classification of river water quality*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 429.
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., Winter, T.C., 2003. *Road ecology*. Island press, Washington.
- Giraudel, J.L., Aurelle, D., Berrebi, P., Lek, S., 2000. Application of the Self-organizing mapping and fuzzy clustering to microsatellite data: how to detect genetic structure in brown trout (*Salmo trutta*) populations, in: Lek, S., Guégan, J.F. (Eds), *Artificial neural networks, applications to ecology and evolution*. Springer-Verlag, Berlin.
- Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A., 2001. *Biodiversity in wetlands: assessment function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Hull, A., 1997. The pond *life* project: a model for conservation and sustainability, in: Boothby, J. (Ed.), *British pond Landscape, Proceedings from the UK conference of the Pond Life project*. Pond Life project, pp. 101.
- I.F.E.N. (Institut Français pour l'Environnement), 2004. Les pesticides dans les eaux, Sixième bilan annuel, Données 2002. *Etudes et Travaux* 42.
- Karouna-Renier, N.K., Sparling, D.W., 2001. Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution* 112, 183-192.
- Kohonen, T., 2001. *Self-Organizing Maps*, third ed. Springer, Berlin.
- Lee, P.K., Touray, J.C., Baillif, P., Ildefonse, J.P., 1997. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Science of the Total Environment* 201, 1-15.
- Legret, M., 2001. *Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées*. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.
- Legret, M., Pagotto, C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of the Total Environment* 235, 143-150.
- Lek, S., Guégan, J.F., 2000. *Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution*. Springer-Verlag, Berlin.
- Lundberg, K., Carling, M., Lindmark, P., 1999. Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. *Science of the Total Environment* 235, 363-365.
- Mallin, M.A., Ensign, S.H., Wheeler, T.L., Mayes, D.B., 2002. Pollutant removal efficacy of three wet detention ponds. *Journal of Environmental Quality* 31, 654-660.
- Masing, V., Paal, J., Kuresoo, A., 2000. Biodiversity in Estonia wetlands, in: Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (eds.), *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function, and Conservation*, Volume 1. Backhuys Publishers, Leiden.
- Oliosio, G., 1996. *Oiseaux de Vaucluse et de la Drôme provençale*. Quetzal Communications, Clichy.
- Pagotto, C., 1999. *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Ph.D. Thesis, Université de Poitiers, Poitiers.

- Park, Y.S., Céréghino, R., Compin A., Lek, S., 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* 160, 265-280.
- Peltier, E.F., Webb, S.M., Gaillard, J.F., 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Advances in Environmental Research* 8, 103-112.
- Revitt, D.M., Shutes, R.B.E., Jones, R.H., Forshaw, M., Winter, B., 2004. The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Science of the Total Environment* 334-335, 261-270.
- Ruck, B.M., Walley, W.J., Hawkes, H.A., 1993. Biological classification of river water quality using neural networks, in: Rzevski, G., Pastor, J., Adey, R.A. (eds.), *Applications of artificial intelligence VIII, Vol. 2: Applications and techniques*. Elsevier/CMP, Southampton.
- Scher, O., 2005. Les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région Méditerranéenne : fonctionnement et biodiversité. Evaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques. Ph.D. Thesis, Université de Provence, Marseille.
- Scher, O., Thiéry, A., 2005. Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551, 237-251.
- Scher, O., Chavaren, P., Despréaux, M., Thiéry, A., 2005. Highway stormwater detention ponds as biodiversity islands ?. *Archives des Sciences* 57, 123-132.
- S.E.T.R.A. (Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes), 2004. La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes. Les éléments traces métalliques (ETM). Note d'information n° 73, 1-12.
- Sriyaraj, K., Shutes, R.B.E., 2001. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International* 26, 433-439.
- Stead-Dexter, K., Ward, N.I., 2004. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the Total Environment* 334-335, 271-277.
- Utsch, A., 1993. Self-organizing neural networks for visualization and classification, in: Opitz, O., Lausen, B., Klar, R. (eds.), *Information and Classification*. Springer-Verlag, Berlin.
- Vesanto, J., Himberg, J., Alhoniemi, E., Parhankangas, J., 1999. Self-Organizing Map in Matlab: The Som Toolbox, in: *Proc. Matlab DSP Conference 1999*. Comsol Oy, Espoo, Finland.
- Walley, W.J., Fontama, V.N., 1998. Neural network predictors of average score per taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain. *Water Research* 32, 613-622.
- Walley, W.J., O'Connor, M.A., 2000. Unsupervised pattern recognition for the interpretation of ecological data. *Ecological Modelling* 146, 219-230.
- Walley, W.J., Martin, R.W., O'Connor, M.A., 2000. Self-organising maps for classification of river quality from biological and environmental data. in: Denzer, R.D., Swayne, A., Purvis, M., Schimak, G. (eds.), *Environmental software systems: environmental information and decision support*. IFIP Conference Series, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., Sear, D., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115, 329-341.
- Wood, P.J., Barker, S., 2000. Old industrial mill ponds: a neglected ecological resource. *Applied Geography* 20, 65-81.
- Wren, C.D., Bishop, C.A., Stewart, D.L., Barrett, G.C., 1997. Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds: current state of knowledge and protocols for monitoring levels and effects in wildlife. Canadian Wildlife Service, Ontario region.
- Yavercovski, N., Grillas, P., Paradis, G., Thiéry, A., 2004. Biodiversity and conservation issues, a. Habitats, in: Grillas P., Gauthier P., Yavercovski N. & Perennou C. (eds),

Figures legends:

Fig. 1 : Map of the studied area, and location of the five surveyed motorway stormwater retention ponds. Photos : Olivier Scher.

Fig. 2 : Distribution of sampling units on the self-organising map (SOM) according to their taxa assemblages, and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling units. Clusters A to E were derived from the k-means algorithm. Samples that are neighbours within clusters are expected to have similar taxa.

Fig. 3 : Analysis of distribution patterns of all invertebrates taxa on the trained SOM, with visualization in shading scale (dark = high probability of occurrence, light = low probability of occurrence). Each taxa map is to compare to the trained map in Fig. 2.

Fig. 4 : Distribution of sampling units on the self-organising map (SOM) according to the chemical variables, and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling units. Clusters I to V were derived from the k-means algorithm. Samples that are neighbours within clusters are expected to have similar chemical features.

Fig. 5 : Gradient analysis of the distribution pattern of each chemical variable on the trained SOM, with visualization in shading scale (dark = high values, light = low values). The mean value of each variable was calculated in each output neuron of the above trained SOM. Each variable map is to compare to the trained map in Fig. 4.

Tables :

Table 1 : Main environmental characteristics of the 5 studied stormwater retention ponds.

Table 2 : List of taxa identified in each motorway stormwater retention pond.

Table 3 : Main water chemical characteristics of the five surveyed stormwater retention ponds. For each variable, mean $\pm$ SD and range are given. French threshold levels of contaminants for drinking water (Decree 89-3) and data from bibliography are given. BD = below detection, ND = no data .

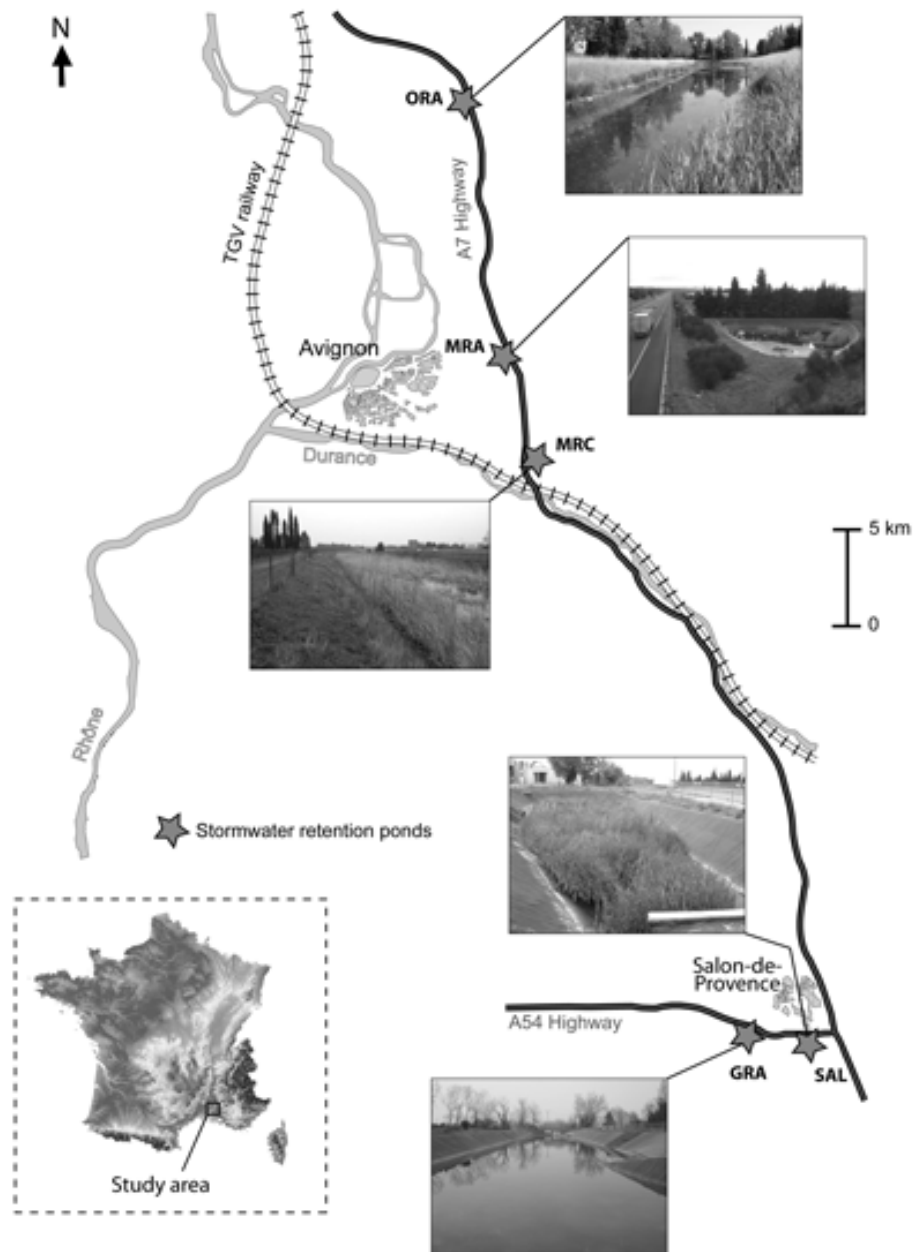


Fig. 1 : Map of the studied area, and location of the five surveyed motorway stormwater retention ponds. Photos : Olivier Scher.

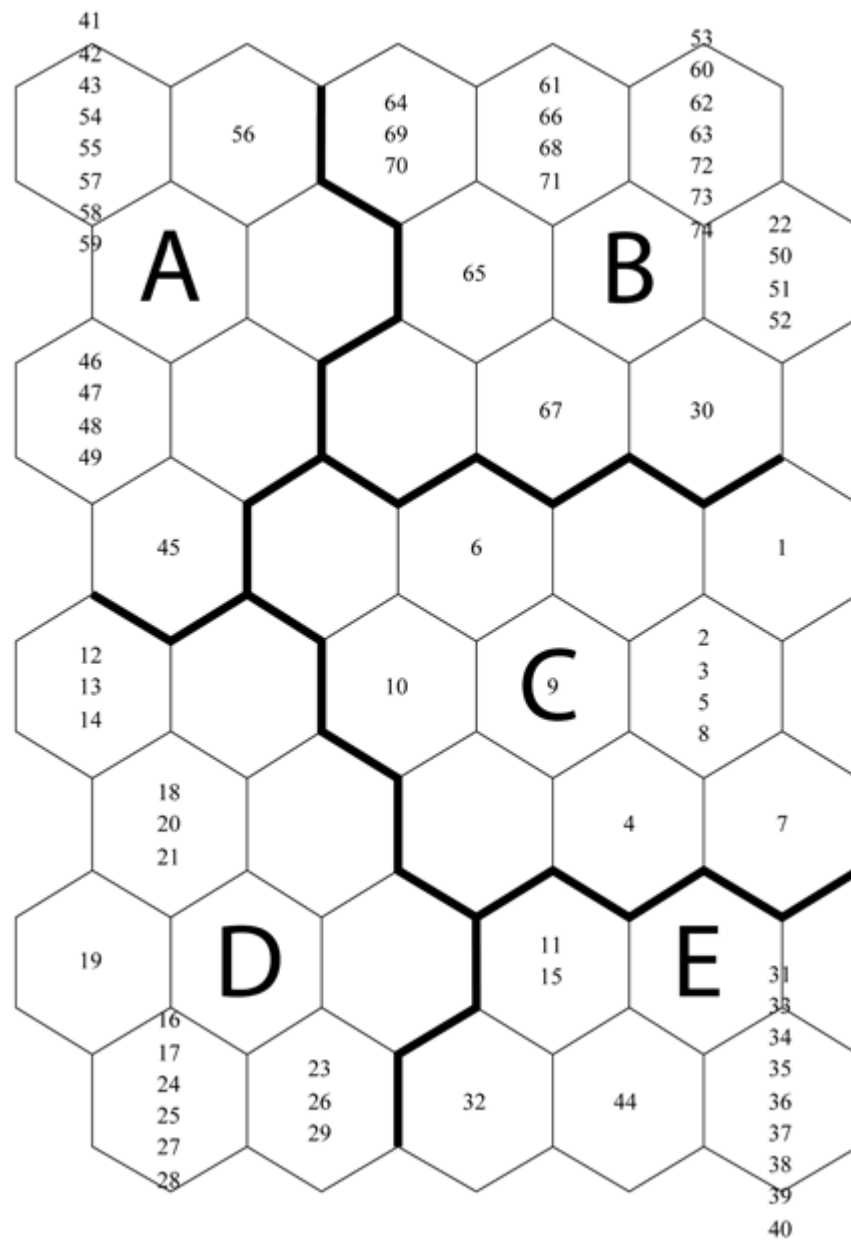


Fig. 2 : Distribution of sampling units on the self-organising map (SOM) according to their taxa assemblages, and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling units. Clusters A to E were derived from the k-means algorithm. Samples that are neighbours within clusters are expected to have similar taxa.

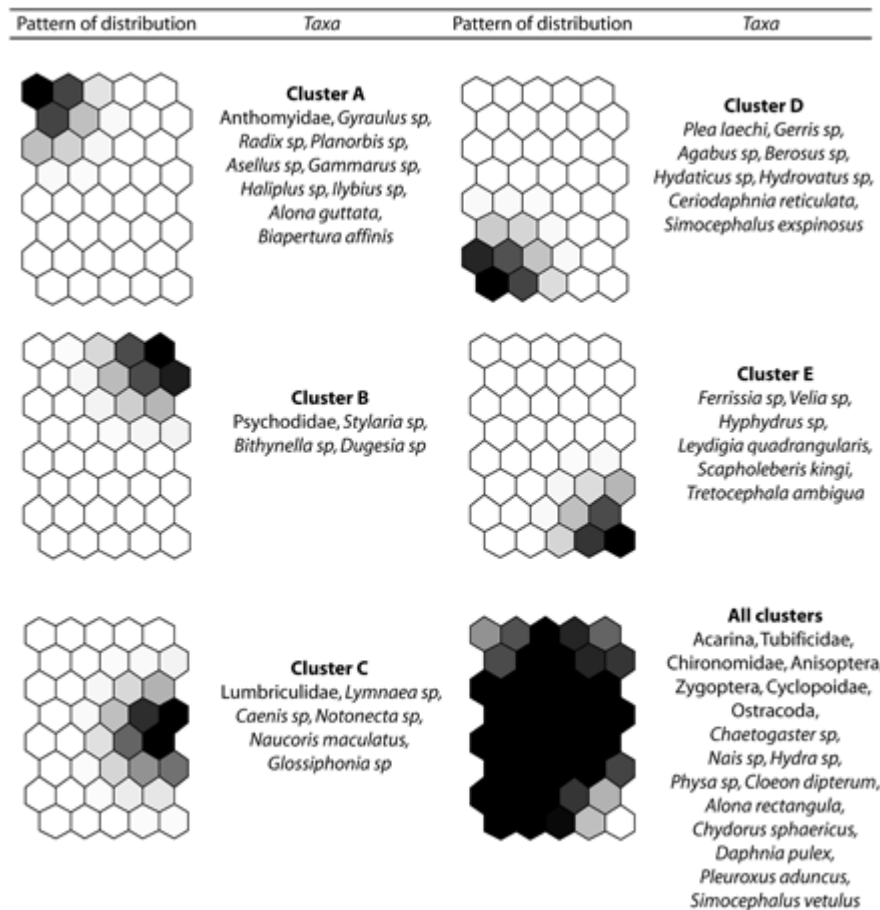


Fig. 3 : Analysis of distribution patterns of all invertebrates taxa on the trained SOM, with visualization in shading scale (dark = high probability of occurrence, light = low probability of occurrence). Each taxa map is to compare to the trained map in Fig. 2.

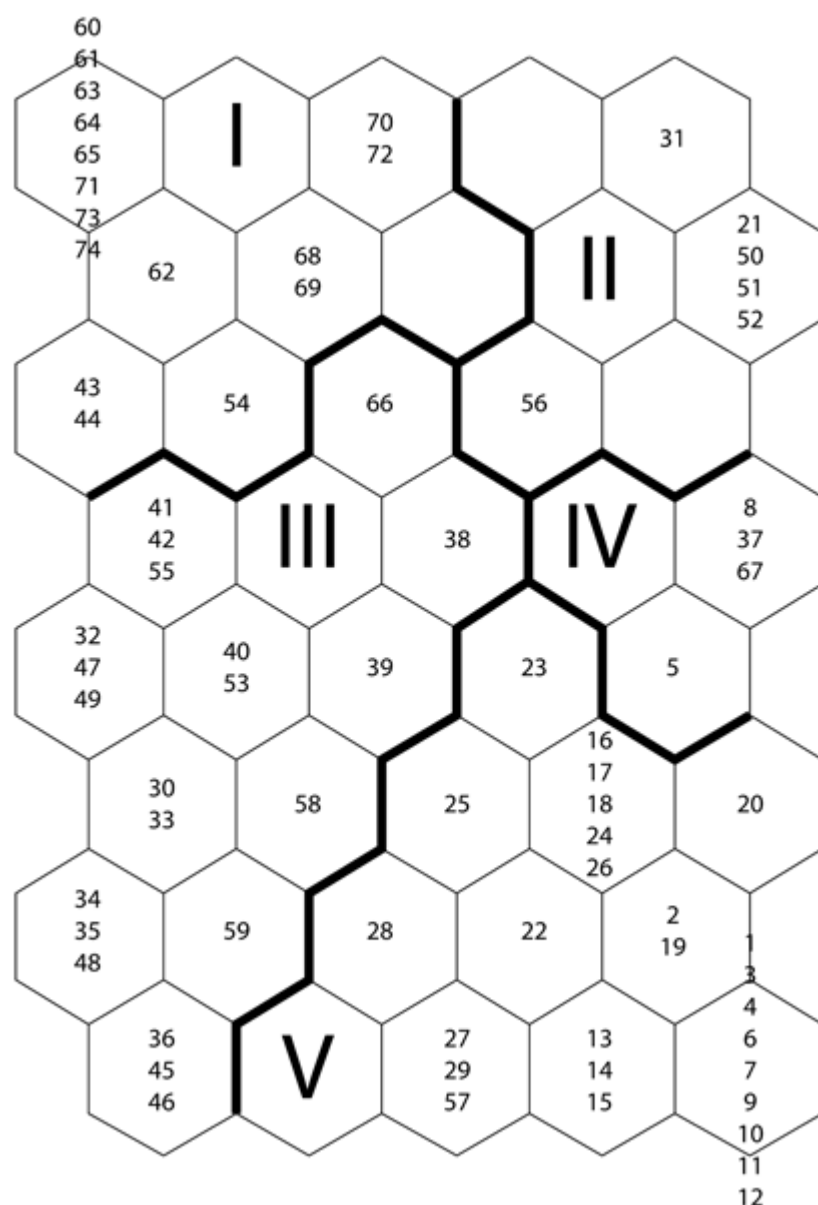


Fig. 4 : Distribution of sampling units on the self-organising map (SOM) according to the chemical variables, and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling units. Clusters I to V were derived from the k-means algorithm. Samples that are neighbours within clusters are expected to have similar chemical features.

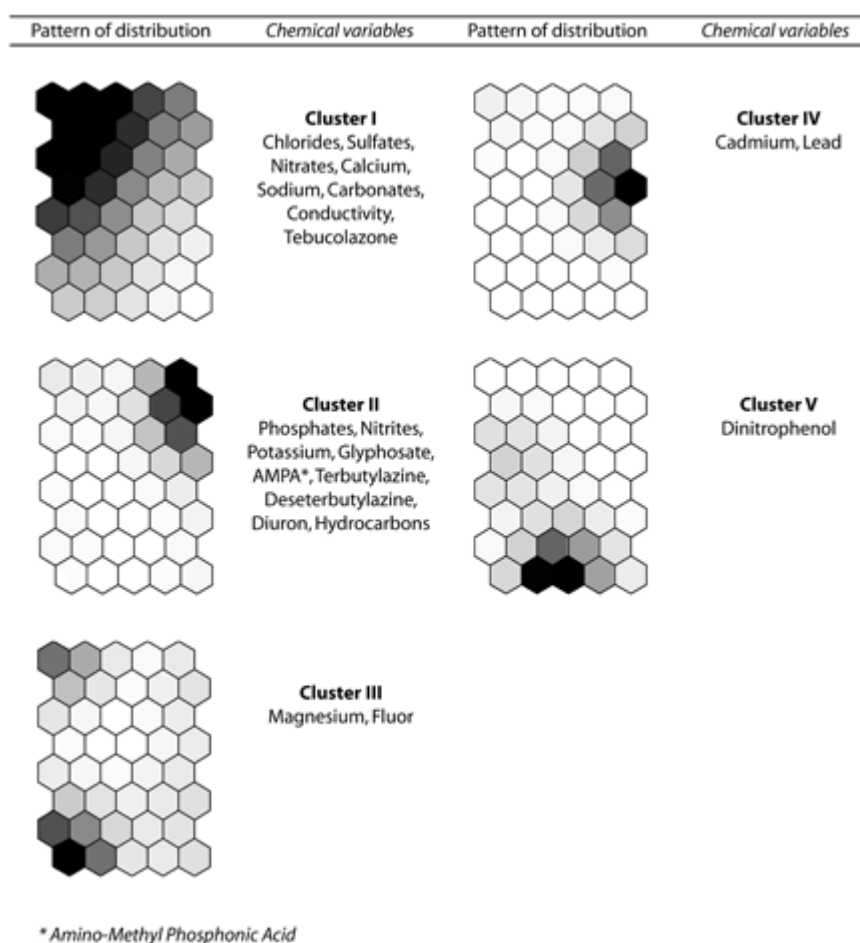


Fig. 5 : Gradient analysis of the distribution pattern of each chemical variable on the trained SOM, with visualization in shading scale (dark = high values, light = low values). The mean value of each variable was calculated in each output neuron of the above trained SOM. Each variable map is to compare to the trained map in Fig. 4.

Table 1 : Main environmental characteristics of the 5 studied stormwater retention ponds.

Stormwater pond (motorway)	Year of construction	Artificial bottom (Yes/No)	Maximum surface (ha)	Impluvium (ha)	Maximum depth (cm)	Hydrology ¹	Helophytes species richness ²	Hydrophytes species richness ²
ORA (A7)	1993	No	0.25	3.64	120	near-permanent	8	4
MRA (A7)	1993	Yes	0.11	0.73	40	seasonal	3	1
MRC (A7)	1993	No	0.34	2.80	150	near-permanent	5	5
SAL (A54)	1996	Yes	0.03	ND	60	permanent	2	0
GRA (A54)	1996	Yes	0.19	3.58	140	near-permanent	0	3

¹ According to the classification of temporary wetlands by Yavercovski et al. (2004)

² List of species can be found in Scher et al. (2005)

Table 3 : Main water chemical characteristics of the five surveyed stormwater retention ponds. For each variable, mean $\pm$ SD and range are given. French threshold levels of contaminants for drinking water (Decree 89-3) and data from bibliography are given. BD = below detection, ND = no data .

	Stormwater retention ponds (motorway number)					Decree 89-3 ² (threshold levels)	Yousef et al. (1982)	Lundberg et al. (1999)	Sriyaraj et al. (2001)	Färm (2002)	Revitt et al. (2004)
	ORA (A7)	MRA (A7)	MRC (A7)	SAL (A54)	GRA (A54)						
Calcium (mg.L ⁻¹)	75.86 $\pm$ 37.03 [30.28 - 154]	51.38 $\pm$ 19.8 [27.5 - 101.1]	91.02 $\pm$ 31.22 [38.78 - 152.82]	127.52 $\pm$ 22.09 [81.68 - 152.4]	19.6 $\pm$ 2.16 [15.18 - 22.31]	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Chlorures (mg.L ⁻¹)	52.47 $\pm$ 26.65 [11.78 - 95.44]	50.09 $\pm$ 81.13 [0.31 - 250.28]	55.48 $\pm$ 27.41 [7.91 - 106.31]	305.91 $\pm$ 157.72 [111.73 - 728.57]	43.05 $\pm$ 74.25 [2.42 - 193.86]	200	ND	[12 - 200]	ND	ND	ND
Sulfates (mg.L ⁻¹)	64.24 $\pm$ 30.16 [8.67 - 107.3]	7.55 $\pm$ 10.86 [0.74 - 42.67]	112.72 $\pm$ 63.26 [31.79 - 285.41]	107.48 $\pm$ 46.39 [11.18 - 188.64]	4.43 $\pm$ 0.76 [2.79 - 5.57]	250	ND	ND	ND	ND	ND
Phosphates (mg.L ⁻¹)	2.78 $\pm$ 9.33 [BD - 36.8]	BD BD	1.262 $\pm$ 4.89 [BD - 18.93]	BD BD	BD BD	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Nitrates (mg.L ⁻¹)	3.78 $\pm$ 5.83 [BD - 19.95]	0.17 $\pm$ 0.36 [BD - 1.13]	0.58 $\pm$ 1.40 [BD - 5.29]	5.88 $\pm$ 3.41 [BD - 10.7]	0.62 $\pm$ 0.89 [BD - 2.57]	50	ND	ND	ND	ND	ND
Conductivity (μ S.cm ⁻¹)	711 $\pm$ 243.62 273 - 1 102	485.86 $\pm$ 394.21 [203 - 1 330]	863.33 $\pm$ 407.34 [332 - 1 631]	1882.2 $\pm$ 746.02 [888 - 3 450]	271.75 $\pm$ 268.53 [114.4 - 876]	1 000	ND	[80 - 1 030]	ND	ND	ND
Glyphosate (μ g.L ⁻¹)	1.18 $\pm$ 2.80 [BD - 9.78]	0.43 $\pm$ 1.06 [BD - 3.9]	0.27 $\pm$ 0.60 [BD - 2.28]	0.37 $\pm$ 0.70 [BD - 2.6]	0.21 $\pm$ 0.30 [BD - 0.98]	ND	ND	ND	ND	ND	ND
AMPA ¹ (μ g.L ⁻¹)	0.70 $\pm$ 1.48 [BD - 4.35]	0.29 $\pm$ 0.91 [BD - 3.58]	0.26 $\pm$ 0.30 [BD - 1.16]	0.39 $\pm$ 0.28 [BD - 1.0]	0.17 $\pm$ 0.25 [BD - 1.0]	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Total hydrocarbon (mg.L ⁻¹)	0.14 $\pm$ 0.13 [BD - 0.82]	0.04 $\pm$ 0.09 [BD - 0.31]	0.08 $\pm$ 0.14 [BD - 0.4]	0.08 $\pm$ 0.12 [BD - 0.44]	0.07 $\pm$ 0.13 [BD - 0.42]	1	ND	ND	ND	ND	ND
Cadmium (μ g.L ⁻¹)	0.03 $\pm$ 0.13 [BD - 0.5]	0.04 $\pm$ 0.14 [BD - 0.5]	0.1 $\pm$ 0.27 [BD - 0.9]	0.09 $\pm$ 0.23 [BD - 0.7]	0.11 $\pm$ 0.29 [BD - 1]	5	ND	[BD - 0.86]	[0.50 - 1.65]	ND	[BD - 2.3]
Lead (μ g.L ⁻¹)	BD BD	BD BD	0.73 $\pm$ 2.84 [BD - 11]	1 $\pm$ 2.8 [BD - 10]	1.13 $\pm$ 3.27 [BD - 12]	50	66	[0.21 - 27.9]	[3.30 - 5.65]	[3.1 - 21]	[BD - 6.1]
Copper (μ g.L ⁻¹)	BD BD	BD BD	BD BD	BD BD	BD BD	1 000	ND	[1.4 - 98]	[0.05 - 2.43]	[6.1 - 22]	[BD - 25.6]
Zinc (μ g.L ⁻¹)	BD BD	BD BD	BD BD	BD BD	BD BD	5 000	43	[2.2 - 782]	[1.18 - 8.45]	[3.6 - 290]	[4 - 79.5]

¹ AMPA : Amino-Methyl Phosphonic Acid

² Decree 89-3 from the 3rd of January 1989 ((modified by the Decree 91-257 from the 7th of March 1991) relating to the drinking water

Table 2 : List of taxa identified in each motorway stormwater retention pond.

Taxonomic group		Taxon	Bassin					
			ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	
CNIDARIA								
		Hydra sp.	1	1	1	1	1	
PLATHELMINTHS	Turbellaria							
	Dugesiidae	Dugesia sp.				1		
ANNELIDS	Oligochaeta	Naididae	Chaetogaster sp.	1		1	1	1
			Nais sp.	1	1	1	1	
			Stylaria lacustris (L., 1767)	1		1	1	
			Tubificidae	1	1	1	1	1
		Lumbriculidae					1	
	Achaeta							
	Glossiphoniidae	Glossiphonia sp.					1	
	MOLLUSQUES							
	Gastropoda	Viviparidae	Viviparus sp.	1			1	
		Bithyniidae	Bithynia sp.	1			1	
Hydrobiidae		Bythinella sp.				1		
Ferrissidae		Ferrissia sp.		1	1		1	
Planorbidae		Planorbis sp.	1	1				
		Gyraulus sp.	1					
Lymnaeidae		Lymnaea sp.	1			1	1	
		Radix sp.	1					
Physidae		Physa acuta (Draparnaud, 1805)	1	1	1	1	1	
Bivalvia								
		Sphaeriidae	Sphaerium sp.	1		1	1	1
CRUSTACEA								
Cladocera		Chydoridae	Chydorus sphaericus (Müller, 1776)	1	1	1	1	1
			Tretocephala ambigua (Lilljeborg, 1900)			1		
	Pleuroxus laevis (Sars, 1862)			1				
	Pleuroxus aduncus (Jurine, 1820)		1	1	1	1	1	
	Leydigia quadrangularis (Leydig, 1860)				1			
	Biapertura affinis (Leydig, 1860)		1					
	Alona rectangula (Sars, 1862)		1	1	1	1	1	
	Alona guttata (Sars, 1862)				1			
	Daphniidae		Ceriodaphnia reticulata (Jurine, 1820)		1	1		
			Simocephalus vetulus (Müller, 1776)		1	1	1	1
			Simocephalus exspinosus (De Geer 1778)		1	1	1	
			Scapholeberis kingi (Sars, 1903)			1	1	
			Daphnia pulex (Leydig, 1860)	1	1	1	1	1
	Moinidae		Moina brachiata (Jurine, 1820)		1			
	Ostracoda	Sp. 1	1	1	1	1	1	
		Sp. 2	1	1	1	1	1	
		Others	1	1	1	1	1	
	Copepoda	Cyclopoidae	1	1	1	1	1	
		Harpacticoidae	1		1	1		
	Amphipoda							
		Gammaridae	Gammarus sp.	1			1	
	Isopoda							
		Asellidae	Asellus aquaticus (L., 1758)	1				
	EPHEMEROPTERA							
		Baetidae	Cloeön dipterum (L., 1761)	1	1	1	1	1
		Caenidae	Caenis sp.		1	1		1
	ODONATA							
		Zygoptera		1	1	1	1	1

	Anisoptera		1	1	1	1	1
HETEROPTERA							
	Pleidae	<i>Plea leachi</i> (Kirkaldy, 1899)	1	1	1	1	1
	Notonectidae	<i>Notonecta</i> sp.	1	1	1		1
	Naucoridae	<i>Naucoris maculatus</i> (Fabricius, 1798)	1	1	1		1
	Corixidae	<i>Corixa</i> sp.		1	1		1
		<i>Sigara</i> sp.	1	1	1	1	1
	Veliidae	<i>Velia</i> sp.			1		
	Gerridae	<i>Gerris</i> sp.		1		1	
COLEOPTERA							
	Haliplidae	<i>Halipus</i> sp.	1		1		
		<i>Peltodytes</i> sp.	1	1	1		
	Dytiscidae	<i>Hyphydrus</i> sp.			1		
		<i>Hydrovatus</i> sp.		1	1		
		<i>Laccophilus</i> sp.	1	1	1		
		<i>Agabus</i> sp.	1	1			
		<i>Colymbetes</i> sp.	1	1	1		
		<i>Ilybius</i> sp.	1	1			
		<i>Hydaticus</i> sp.		1			
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i> sp.		1		1	
		<i>Berosus</i> sp.	1	1	1		
		Hydrophilidae sp.	1	1	1		
TRICHOPTERA							
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.			1		1
	Limnephilidae		1	1			
DIPTERA							
	Psychodidae					1	
	Chaoboridae	<i>Chaoborus</i> sp.	1	1	1		1
	Culicidae	<i>Culex</i> sp.	1	1	1	1	
	Ceratopogonidae		1	1	1	1	1
	Limoniidae						
	Tr. Limoniini					1	1
	Tr. Eriopterini				1	1	
	Stratiomyidae		1	1	1		
	Anthomyidae		1				
	Rhagionidae			1	1	1	
	Chironomidae						
	Tanypodinae type 1		1	1	1	1	1
	Tanypodinae type 2		1	1	1	1	1
	Tr. Chironomini	<i>Polypedilum</i> sp.	1	1	1	1	1
		<i>Chironomus</i> sp.	1	1	1	1	1
	Tr. Tanytarsini		1	1	1	1	1
	Orthocladiinae		1	1	1	1	1
		<i>Corynoneura</i> sp.	1	1	1	1	1
HYDRACARINA			1	1	1	1	1
Total taxonomic richness			54	53	57	46	39

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

Olivier SCHER & Alain THIERY

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, Case 18, 13331 Marseille, France. E-mail address : olivier.scher@netcourrier.com

Publié dans *Hydrobiologia* (2005) 551 : 237 – 251

Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France)

Olivier Scher* & Alain Thiéry

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, Case 18,
13331 Marseille, France

(*Author for correspondence: E-mail: olivier.scher@netcourrier.com)

Key words: freshwater biodiversity, Odonata, Amphibia, fragmented habitat, motorway, stormwater retention pond

Abstract

Water and its protection against pollution is an urgent priority for all countries around the world. In that context, France, through its Water Law in 1992 obliged the motorway companies to build stormwater retention ponds along roads in order to protect the water resource from transport pollution and to control water flow during rainstorms. We propose to evaluate how much these ponds can be attractive for aquatic species and then evaluate their role in regional biodiversity. Six retention ponds, localized in the Mediterranean region, were investigated during one year (March 2002–March 2003) for their chemical and biological characteristics such as bottom type, trace metal composition, water quality and phytocenose composition. These variables were recorded and correlated with species richness of amphibian and dragonfly communities. Stormwater retention ponds showed a high concentration of copper and zinc in top sediment layer and herbicides in water column. Dragonfly richness was higher in ponds with a natural bottom than ones with an artificial bottom (PEHD membrane) while amphibian richness was more sensitive to the structure of the surrounding landscape. These habitats appeared to be very attractive for Odonata species and tend to favorize uncommon species present in the survey region such as *Ischnura pumilio* and *Erythromma viridulum*. Amphibian were found to be representative of anthropophilous guild.

Introduction

Biodiversity assessment is of concern for environmental quality evaluation (Dobson, 1998; Chapin et al., 2000) with important research needed in freshwater ecosystems (Abell, 2002). Trying to understand how biodiversity has an effect on ecosystem functioning, how much this diversity is affected by economic development and what could be done to maintain it are the goals of international programmes such as *Diversitas* (<http://www.diversitas-international.org>). At the same time, landscape modification by man is a continuing process. For example, in France, since 1992, a 12% increase of land covered by buildings, 10% by roads and car parks and 17% by gardens has been recorded (IFEN, 2003). This

transformation into artificial surfaces is generally an irreversible process with little possible return to natural uses.

Motorway construction involves a huge alteration of the traversed landscape which is often metaphorically compared to a wound (Trombulak & Frissell, 2000; Geneletti, 2003). Since the French Water Law in 1992, highway companies have had to dig and build stormwater retention ponds along their roads. These ponds have three main objectives: (1) controlling water flow during rainstorm, (2) preventing water from chronic road pollution (i.e., trace metals, hydrocarbons) and (3) preventing water from exceptional contamination (e.g., accident involving a tank truck). In the study area, natural ponds are an uncommon habitat and most of them are represented by temporary ponds

of which 30–50% have already disappeared in the Mediterranean basin (Blondel & Aronson, 1999). A comparison between a 1:20,000 scale map of the studied zone drawn in 1944 and the current one (2001) showed a 480% increase of number of ponds in the studied area, consisting of urban retention ponds, stormwater retention ponds and golf ponds. This increase of freshwater habitats created new ecosystems that could potentially be colonized by flora and fauna.

Small ecosystems such as ponds are little studied and a lack of knowledge occurs in their community composition and structure or even their ecological role in the landscape matrix (Wood & Barker, 2000; Wood et al., 2003; Williams et al., 2004), particularly for motorway ponds. Many studies focused on a physical and chemical aspect of these ecosystems functioning (Lee et al., 1997; Sriyaraj & Shutes, 2001) while the few made from a wildlife point of view concerned mainly vertebrates as amphibians and birds (Wren et al., 1997; Bishop et al., 2000a, b). In such habitats, wildlife is potentially threatened by transport pollutants but the mechanisms by which the ecosystem is affected are often complicated or uncertain (Trombulak & Frissell, 2000).

The purpose of this study was to evaluate the potential of stormwater retention ponds for aquatic fauna with emphasis on dragonflies and amphibians. Dragonflies become aerial imago after an aquatic larval stage that can be very long (up to 3 years) and show a high potential for colonization linked to their exploratory behavior (D'Aguilar & Dommanget, 1998). Despite this, little is known about their bio-indicator potentiality (Clark & Samways, 1996; Masselot & Nel, 2003). Amphibians live at the water-air interface and present an aquatic larval stage that can last up to one year in Europe (Duellman & Trueb, 1986; ACEMAV, 2003). Their sensitivity to the status of ecosystems has been well-documented (Hecnar & M'Closkey, 1996a, b; Bridges & Semlitsch, 2000; Miaud & Merilä, 2000; Löfvenhaft et al., 2003) and their worldwide decline is already observed and not yet clearly understood (Semlitsch, 2003). These two groups also are high consumers, which might reveal huge effects of anthropogenic disturbance.

The evaluation of abiotic and biotic characteristics that could explain the observed species

richness in these ponds could be a help in their future management. Stormwater retention ponds were designed for a technical purpose and have been colonized by wildlife, how should they be considered with regards to this life?

Materials and methods

Study site

The survey was conducted along the A7 and A54 motorways in the South-East of France between Orange (44° 08' N/04° 48' E) and Salon-de-Provence (43°38' N/05° 05' E) (Fig. 1) at the crossroad of two departments, the Vaucluse (3578 km²) and the Bouches-du-Rhône (5248 km²). This is a windy area, under a Mediterranean climate, with a northern dominant cold wind, the *Mistral*, blowing from the Massif Central and flowing into the Rhône River Valley. Vineyards and orchards are characteristic of the landscape and are usually surrounded by evergreen oaks (*Quercus ilex*). The area stands between 40 and 200 m in altitude.

The study area is crossed by two rivers: the Rhône in its western part and the Durance in its centre and eastern part. The axis formed by the A7 motorway and TGV (Train à Grande Vitesse) railway (Fig. 1) represents the main road for summer holiday migration between north and south of France. During this period, more than 65000 vehicles per day are recorded on the A7 vs. 50000 during the rest of year (ASF, unpublished data).

Natural water bodies are rare in the study area and most of them have an anthropogenic origin (e.g., dam, golf or motorway ponds). Oliso (1996) specify that, in the Vaucluse, only one natural pond persists. Within this area, six retention ponds (plus one control, lying outside of the motorway system) were chosen according to their physical characteristics: Orange (ORA), Vedène (MRA), Morières (MRB), Caumont (MRC), Salon (SAL), Grans (GRA) and the control ones Orgon (ORG) which are all between 0 and 20 m in altitude. Stormwater ponds were all constructed between 1993 and 1996. The pond ORG is situated about 300 m from the TGV railway and motorway while the others ponds are closed to the motorway (about 5–20 m). This pond, ORG, fed by

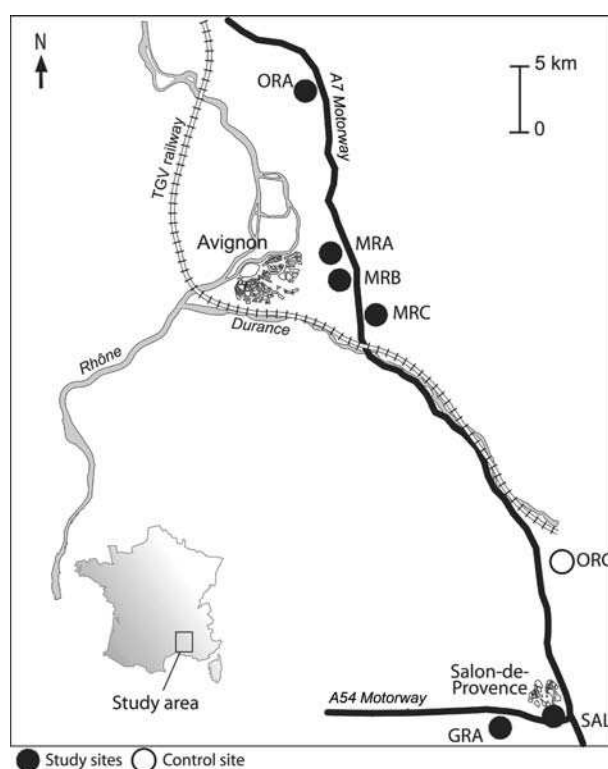


Figure 1. Map of study area showing the sampling sites.

groundwater and sometimes by Durance flooding, was the only one with a natural origin we found in the study area.

Survey

The study was conducted in the six selected stormwater retention ponds between March 2002 and March 2003. Every 4 weeks, the aquatic invertebrates and especially dragonflies were sampled. In addition, amphibians were also monitored. All adult Odonata were actively sought, caught with a sweep net and identified to species level according to Askew (2004), Wendler & Nüss (1997) and D'Aguilar & Dommanget (1998). Dragonfly larvae were identified following Heide-mann & Seidenbusch (2002). For analysis, Odo-nata were also separated into the two suborder Zygoptera and Anisoptera. Adult amphibians and tadpoles were identified following Arnold & Ovenden (2002) and ACEMAV (2003). Call counts (Anthony, 2002) were added to the data. ORA pond was excluded in statistical analysis

because it was the only one with a population of the fish *Gambusia affinis* (Baird & Girard, 1853). Its predatory impact could play a role in the loss of biodiversity in ponds (Leyse et al., 2004). Macro-phytes were collected in the field and identified at the species level in the laboratory.

Abiotic characteristics (i.e. conductivity, pH, temperature and dissolved oxygen) were measured *in situ* with WTW® (pH₉₁, LF₉₁, OXI₉₁) equipments. The same sampling points were kept during the study to allow intra-pond and inter-ponds comparisons. Anions were analyzed by chromatography on DIONEX DX120 and cations by atomic absorption on SPECTRA AA 640 VARIAN®. Trace metals (Cd, Cu, Pb and Zn) were analyzed in the Departmental Laboratory of Vaucluse (LDA 84) according to AFNOR norm T 90-112 (July 1998) for Cu and Zn, FD T 90-119 (July 1998) for Pb and NF EN ISO 5961 (August 1995) for Cd. Herbicides (atrazine, glyphosate and their by-products) were analyzed in water by the Departmental Laboratory of Drôme (LDA 26) following NF EN ISO 11 369

norm for atrazine and triazine herbicides and by liquid chromatography using fluorogenic labeling for glyphosate. Total hydrocarbons were sought with T 90–114 (October 1979) norm. With regards to sediments, sampling was conducted every three months at the same point by removing the first sediment layer (ca. 5 cm) on a 800 cm² surface. Trace metals (Cd, Cu, Pb and Zn) were analyzed by the LDA 84 with AFNOR norm T 90–112 (July 1998) and NF EN ISO 5961 (August 1998) for cadmium. In sediments, only atrazine could be measured (NF EN ISO 11 369 and intern methodology) because a problem occurred with methodology for glyphosate identification. Total hydrocarbons were sought also (XP T 90–114 norm, October 1979).

Analysis

Plans of each pond were used to determine their surface. 1:25 000 scale maps of the area were used to characterize the landscape of the studied zone. Structure of the pond matrix was estimated by drawing 4 km² squares centered on each pond. This surface corresponds to the terrestrial surface needed by European amphibians during reproduction (ACEMAV, 2003). In all squares, each structure (e.g., vineyard, built area) was identified. Amphibians could not easily cross the motorway on the study area (each traffic lane was separated by a concrete wall) so we only considered the accessible part of the square for analysis. This variable was not used with dragonfly richness

considering their flight ability. Results are presented as cover percentage of each structure in the chosen surface. An anthropogenic index (called “degree of anthropisation”) was calculated as the percentage of built surface on the accessible part of the square.

Twelve variables potentially influencing the richness of Amphibia, Odonata, Zygoptera and Anisoptera species were tested (Table 1): 3 qualitative variables (a–c) analyzed with Mann–Whitney test (factor a) and Kruskal–Wallis one way ANOVA (factors b and c) and 9 quantitative ones (d–l) analyzed using Spearman–Rank correlations. All variables were analyzed with XLSTAT[®] for Windows (Addinsoft, 2003).

- (a) Pond bottom type classified as (0) natural bottom or (1) synthetic bottom (Poly-Ethylene High Density (PEHD) membrane).
- (b) Hydrology with 3 categories (0) permanent water, (1) semi-permanent (still water in the deepest part of the pond) and (2) temporary pond (more than 1 month of total drying); based on 3 years of observations.
- (c) Presence of trees and shrubs adjacent to the pond with (0) absence, (1) scarce trees and (2) abundant trees.
- (d) Macrophyte species richness.
- (e) Helophyte (emergent macrophytes) species richness.
- (f) Hydrophyte (submersed macrophytes) species richness.
- (g) Pond surface (ha).

Table 1. List of variables used for statistical analyses

Sites	Number of species				a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l
	Odonata	Zygoptera	Anisoptera	Amphibia												
ORA (A7)	18	8	10	1	0	1	2	11	6	5	0.25	0.375	—	1300	686	7.42
MRA (A7)	14	6	8	3	1	2	1	4	2	2	0.11	2.06	61.18	450	519	7.92
MRB (A7)	21	8	13	2	0	1	2	7	5	2	0.3	5	68.17	1125	1074	7.37
MRC (A7)	19	9	10	4	0	1	2	9	5	4	0.34	151	4.73	750	828	7.92
SAL (A54)	10	4	6	2	1	0	0	3	2	1	0.03	0	87.48	625	3482	7.54
GRA (A54)	13	6	7	3	1	1	1	2	0	2	0.19	0.125	36.69	125	303	8.53

(a) Bottom with 0 = natural and 1 = PEHD; (b) Hydrology with 0 = permanent water, 1 = semi-permanent and 2 = temporary; (c) Tree and shrub abundance with 0 = absence, 1 = scarce trees and 2 = abundant trees; (d) Macrophyte species richness; (e) Helophyte species richness; (f) Hydrophyte species richness; (g) Pond surface (ha); (h) Surface of maximum free and homogeneous surface connected to the pond (ha); (i) Degree of anthropisation; (j) Distance at the closest pond (m); (k) Mean conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$); (l) Mean pH.

- (h) Surface of adjacent unfragmented land (ha).
This is the total free and homogeneous surface (never crossed by any obstacle) connected to the pond.
- (i) Degree of anthropisation (%).
- (j) Distance to the closest water body (m) calculated on 1:25,000 maps.
- (k) Mean conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$).
- (l) Mean pH

Comparisons of biodiversity at three different scales were interpreted using the concept of alpha (α), beta (β) and gamma (γ) diversity (Dodds, 2002). Alpha diversity was the within-habitat diversity (pond scale) measured by species richness and beta diversity was the between-habitat diversity (pool of ponds scale) calculated according to the Jaccard's coefficients of similarity. This coefficient, whose values range from 0 to 1, measures the similarity in species composition between two communities (A and B) using only binary presence/absence data. This coefficient is calculated as $S_j = c/(a + b + c)$ where c is the number of species common to both communities and a and b are the number of species occurring only in communities A and B respectively (Lincoln et al., 1998). The higher the coefficient, the greater the similarity between the samples. Matrices of similarity obtained with that calculation can be compared with a simple Mantel test (Mantel, 1967). This test measures and tests the linear correlation between two proximity matrices. The gamma diversity was calculated from the regional known biodiversity (Vaucluse and Bouches-du-Rhône departments interpreted as the regional scale). This last index ($\text{RF}_i = (n_i/N) \times 100$) was calculated as the relative frequency of a species –we restricted this inventory to lentic water species– at the regional scale, i.e., the number of sampling unities as referred by SFO (2002) where the species was present (n_i), on the total number of sampling unities in the region (N). Ranking the different species according to their relative frequencies gave us an image of the regional dragonfly community. We subsequently rank the surveyed stormwater retention pond species according to their relative frequencies. Comparing the two rank classifications, helped us to characterize the differences between the two specific compositions.

Results

Chemical data

The main chemical characteristics of the surveyed retention ponds are summarized in Table 2. Except for chloride levels, the control pond (ORG) shows no difference with the studied stormwater retention ponds. Ponds were significantly different in their pH range and values ($H = 24.43$; $p < 0.001$, Kruskal–Wallis H -test). Conductivity also showed significant differences between all ponds ($H = 60.30$; $p < 0.001$, Kruskal–Wallis H -test). SAL was characterized by very high chloride levels throughout the year originating from sodium chloride ions. Conductivity recorded in ponds with a PEHD bottom was significantly lower than in ponds with a natural bottom ($U = 214$; $p < 0.001$, Mann–Whitney U -test). Dissolved oxygen concentrations and temperatures also showed variations within the year with no significant differences between ponds. Nitrate nitrogen levels were surprisingly low for an intensive agricultural area.

Glyphosate and its by-product, the Amino-MethylPhosphonic Acid (AMPA), were detected in all retention ponds (Table 3). The control pond had very low levels of herbicides despite the presence of an orchard within a close distance. AMPA was recorded nearly all year-round in stormwater retention ponds water column and not in the control one. In MRC pond, which also concentrated vineyard runoff, high concentrations of terbutylazine, simazine, oxadixyl, diuron and 2,4 dinitrophenol were found selectively (in winter and springtime). Trace metals and atrazine were never found in water column throughout the studied period. The few times where total hydrocarbons were detected, only very low concentrations were found (i.e. 0.05 ppm which was the detection limit of the method).

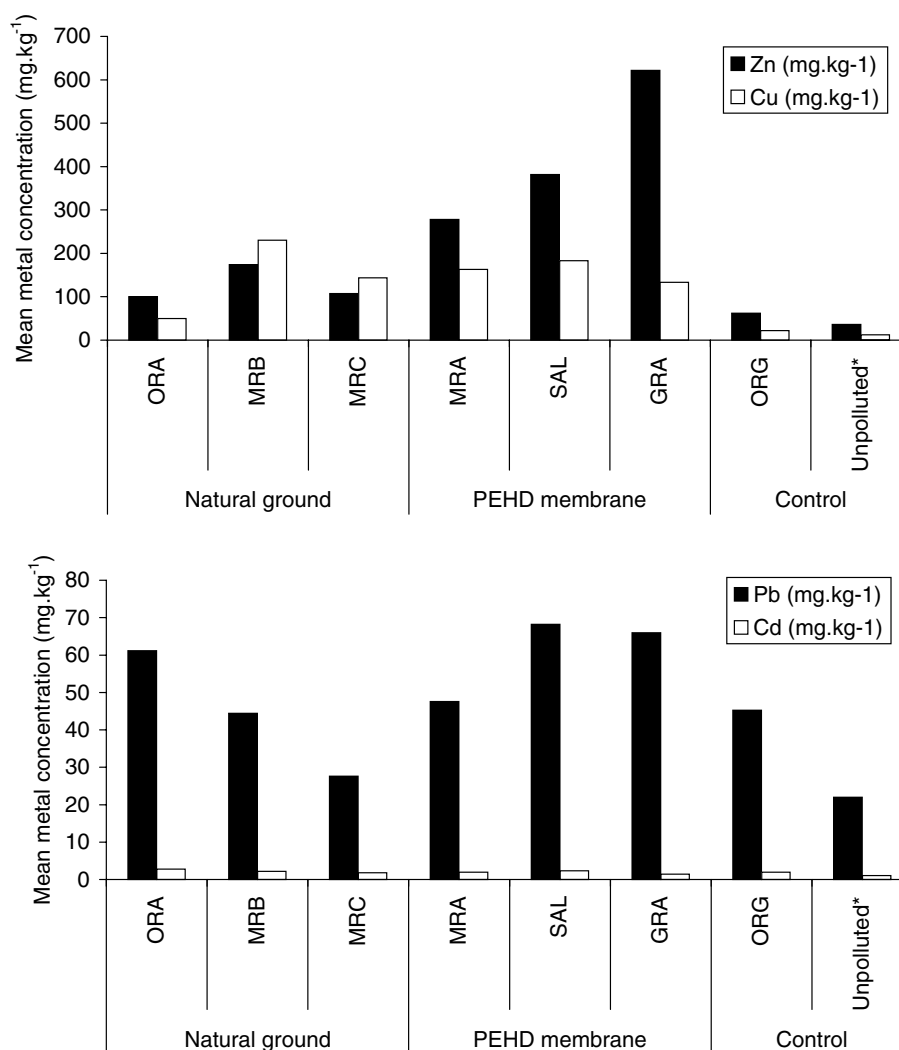
Trace metal (Cd, Cu, Pb and Zn) concentrations in the top sediment layer are given in Figure 2. An unpolluted pond taken out of literature (Scholes et al., 1998) was added to the data in order to make better comparisons between metal contamination in ponds sediment. Lead and cadmium concentration were not significantly different between unpolluted and stormwater retention ponds. Copper concentration was higher in

Table 2. Mean and range values for water chemistry characteristics in motorway stormwater retention ponds (ORA to GRA) and in the control pond (ORG)

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA	ORG
pH	7.42 (6.9–8.17)	7.92 (6.85–8.79)	7.37 (5.35–8.07)	7.92 (7.27–8.78)	7.54 (7.06–7.84)	8.53 (7.28–9.21)	7.25 (6.93–7.72)
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	686 (273–1102)	319 (203–1330)	1074 (830–1499)	828 (272–1631)	3482 (888–25 900)	303 (114–934)	973 (679–1420)
Dissolved oxygen (% saturation)	72.39 (5.23–150.99)	131.23 (82.51–231.03)	129.80 (9.60–235.97)	80.06 (22.53–178.66)	92.87 (12.65–219.18)	104.45 (40.32–178.86)	61.77 (12.65–145.06)
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	13.7 (5.8–20.7)	17.9 (2.7–36.7)	18.7 (6.2–30.6)	16.8 (6.9–29.3)	15.3 (8.1–20.4)	17.6 (6.2–30.5)	12.7 (4.2–20.3)
Total carbonates (meq l^{-1})	3.69 (1.74–6.48)	2.21 (0.89–3.58)	5.19 (3.21–6.88)	3.85 (1.60–5.70)	4.56 (2.58–5.65)	0.88 (0.08–1.74)	5.11 (3.42–10.64)
Total chloride (meq l^{-1})	1.40 (0.21–2.69)	1.62 (0.01–7.06)	1.62 (0.47–1.82)	1.49 (0.22–3.00)	8.16 (2.52–20.55)	1.38 (0.07–5.47)	0.81 (0.34–1.22)
Nitrate nitrogen (meq l^{-1})	0.06 (0–0.32)	0.005 (0–0.04)	0.05 (0–0.17)	0.01 (0–0.09)	0.10 (0–0.17)	0.01 (0–0.04)	0.09 (0–0.15)

Table 3. Mean and range values for herbicides found in the water column

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA	ORG
Glyphosate ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1.18 (0–9.78)	0.40 (0–3.9)	0.36 (0–2.02)	0.27 (0–2.28)	0.37 (0–0.97)	0.21 (0–0.98)	0.02 (0–0.26)
AMPA ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0.70 (0–4.35)	0.29 (0–3.58)	0.28 (0–2.02)	0.26 (0–1.16)	0.39 (0–1)	0.17 (0–0.28)	0.04 (0–0.35)

Figure 2. Means of trace metals concentrations (mg.kg⁻¹) in ponds. *From Scholes et al. (1998).

retention ponds than in the control ($U = 9$; $p < 0.05$, Mann-Whitney U -test) but did not show any difference between natural and PEHD bottom. Zinc concentration was found to be significantly higher in retention ponds ($U = 9$; $p < 0.05$, Mann-Whitney U -test) and also higher in stormwater retention ponds with a natural

bottom than in the control ponds ($U = 0$; $p < 0.05$, Mann-Whitney U -test).

Dragonfly communities

A total of 29 species were identified in the six motorway retention ponds. That represented 60%

of the species known in the lentic waters at the regional scale (SFO, 2002) and 19% of the French species pool (D'Aguilar & Dommanget, 1998). From these 29 species, 11 were also identified in a larval stage in five of the six surveyed ponds. Indeed, dragonfly larvae have not been identified in MRB pond (Table 4). Results of statistical tests

are summarized in Table 5. Species richness (α diversity) showed differences between ponds with higher values in ponds with a natural bottom ($U = 0$; $p < 0.05$, Mann–Whitney U -test). Two other variables were positively correlated (Spearman rank correlation) with the observed richness: the pond area ($r_s = 0.886$; $p < 0.05$,

Table 4. Dragonfly and Amphibian species recorded during the survey. Dragonfly species whom larvae were found and identified are in bold type

	Stormwater detention pond					
	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA
<i>Lestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	–	+	+	+	+	–
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1835)	–	+	+	–	–	–
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	–	+	–	+
<i>Cercion lindenii</i> (Sélys, 1840)	+	+	+	–	–	+
<i>Ceriagrion tenellum</i> (Villers, 1789)	+	–	+	–	–	–
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	+	–	+	–	–	–
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)	+	–	+	+	–	–
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	–	–	–	+	–	–
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	–	–	–	+	–	+
<i>Erythronma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	+	–	+	+	+	+
<i>Ishnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+	+	+
<i>Ishnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	+	+	–	+	+	+
<i>Pyrrosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	–	–	–	+	–	–
<i>Aeshna affinis</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+	–	–
<i>Aeshna isocles</i> (Müller, 1767)	–	–	+	+	–	–
<i>Anax imperator</i> (Leach, 1815)	+	–	+	+	+	+
<i>Anax parthenope</i> (Sélys, 1839)	+	+	+	+	–	+
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	+	+	+	+	+	+
<i>Libellula fulva</i> (Müller, 1764)	–	–	–	–	+	–
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Linné, 1758)	–	–	+	+	–	–
<i>Orthetrum albistylum</i> (Sélys, 1848)	+	–	–	–	–	–
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	+	+	+	–	+	–
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linné, 1758)	+	+	+	+	–	+
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	–	–	+	–	–	–
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Sélys, 1841)	–	–	+	–	–	–
<i>Sympetrum fonscolombei</i> (Sélys, 1840)	–	+	+	+	+	+
<i>Sympetrum meridionale</i> (Sélys, 1841)	+	–	–	–	–	–
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	+	+	+	+	–	+
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	+	+	+	+	+	+
Number of dragonfly species	18	14	21	19	10	13
<i>Rana ridibunda</i> (Pallas, 1771)	+	+	+	+	+	+
<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	–	+	+	+	+	+
<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)	–	–	–	+	–	–
<i>Bufo calamita</i> (Laurenti, 1768)	–	–	–	+	–	–
<i>Triturus helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)	–	+	–	–	–	+
Number of amphibian species	1	3	2	4	2	3

Table 5. Results of statistical tests. (a) median species number for each bottom type tested with Mann–Whitney test; (b) median species number per tree abundance classes tested with Kruskal–Wallis test and (c) Spearman–Rank correlation between the number of species and four environmental variables

Variables	Number of species							
	Odonata		Zygoptera		Anisoptera		Amphibia	
(a) Artificial bottom								
0 Absent	19.5	*	8.5	*	11	*	3	NS
1 Present	12.5		5.5		7		3	
(b) Tree abundance								
1 Low	10	NS	4	NS	6	NS	2	NS
2 Medium	13.5		6		7.5		3	
3 High	19.5		8.5		11		3	
(c) Pond area	0.886*		0.971***		0.841*		0.527	NS
Adjacent free surface	0.886*		0.853*		0.812*		0.527	NS
Degree of anthropisation	< >		< >		< >		0.949*	
Hydrophyte species richness	0.577	NS	0.813*		0.616	NS	0.825	NS

* $p < 0.05$; *** $p < 0.001$; NS: not significant; < > not applicable.

$n = 6$), which was highly significant for Zygoptera richness ($r_s = 0.971$; $p < 0.001$, $n = 6$) and the maximum area of homogeneous landscape adjacent to the pond ($r_s = 0.886$; $p < 0.05$, $n = 6$).

Jaccard's coefficients of similarity (S_j) were calculated to estimate dragonfly communities similarity between surveyed ponds. At the exception of SAL pond, all S_j values were higher than 0.5 indicating low differences in communities structure at the pool of ponds scale but ponds grouping were observed (Fig. 3). The observed similarity was tested with a Mantel test vs. variables that could explain dragonfly species distribution between ponds. Water quality characteristics (conductivity, pH, temperature, chloride level, nitrate level, carbonate level, dissolved oxygen and herbicides level) appeared to be of importance: Mantel tests were significant for Odonata species richness vs. water quality ($r_{(A,B)} = 0.426$; $p < 0.05$) and for Anisoptera species richness vs. water quality ($r_{(A,B)} = 0.533$; $p < 0.05$). Moreover, Mantel test was still significant for Odonata species richness ($r_{(A,B)} = 0.343$; $p < 0.05$) when herbicides were removed from analysis. We then added new data concerning Characea identification we had from ORA, MRA, MRC, GRA and SAL ponds in order to test macrophyte species distribution in ponds vs. dragonfly species distribution. The pond MRB was then removed from that analysis. Mantel test

was significant for Odonata vs. Hydrophyte ($r_{(A,B)} = 0.865$; $p < 0.01$) and Anisoptera vs. Hydrophyte ($r_{(A,B)} = 0.874$; $p < 0.01$).

Comparisons of relative frequencies of dragonfly species at the regional scale and at the ponds scale (γ diversity) indicated differences in species composition. Particularly stormwater retention ponds lack two frequent Odonata species normally found in the region (*Orthetrum coerulescens* and *Coenagrion mercuriale*). On the other hand, four species appeared to be more common in the retention ponds (*Ischnura pumilio*, *Erythromma viridulum*, *Sympetrum sanguineum* and *Aeshna affinis*). Six of the ten more common species of the region were also frequent in the stormwater retention ponds.

Amphibian communities

Five species were found during the survey (Table 4) which represented 46% of the species known at the regional scale (Peyre et al., 2003). Amphibian richness (α diversity) did not differ with bottom type. Their species richness was only negatively correlated with the degree of anthropisation ($r_s = -0.949$; $p < 0.05$, $n = 5$). Two species, *Rana ridibunda* and *Hyla meridionalis* were found in all ponds with high abundances. The newt *Triturus helveticus* was only present in the two ponds with PEHD bottom with a very large

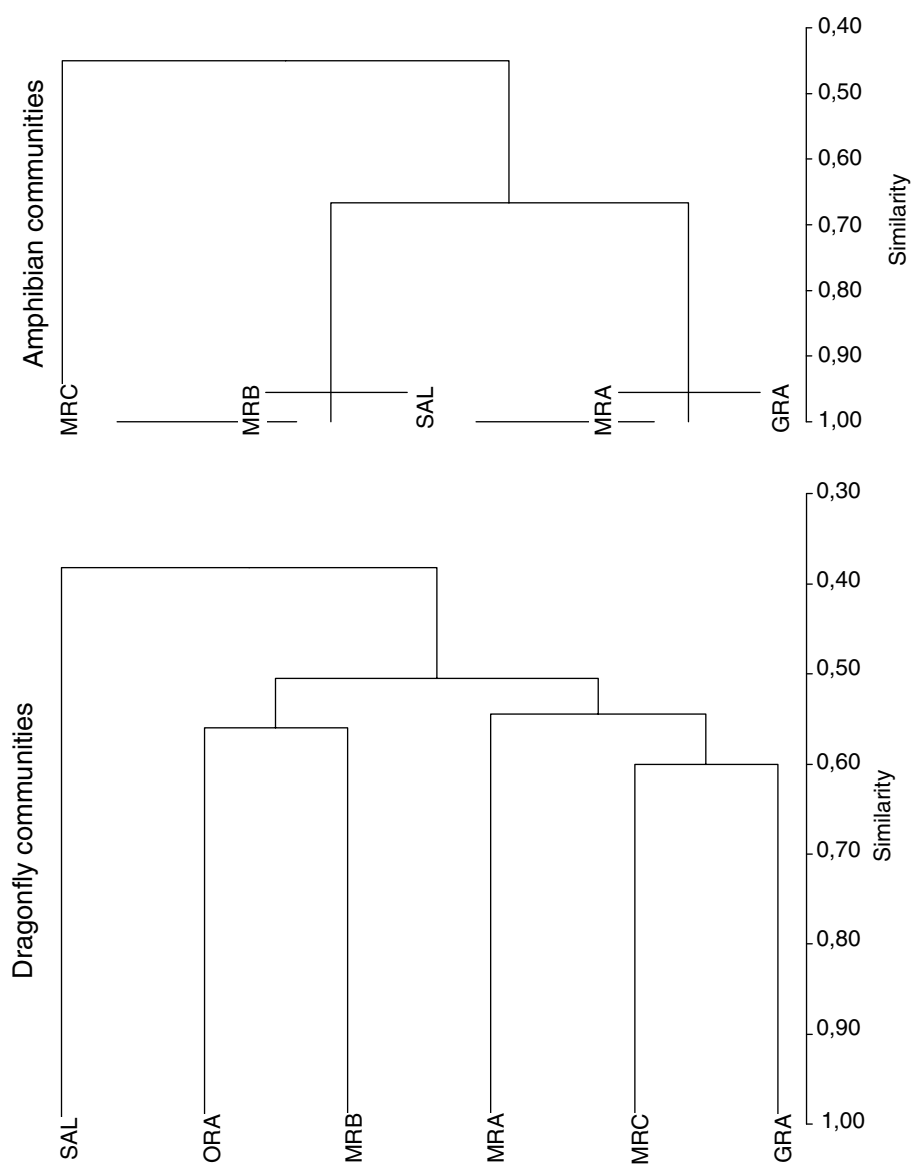


Figure 3. Hierarchical classification of ponds in relation to their dragonfly and amphibian communities similarity (Jaccard coefficient of similarity).

population of neotenic ones in GRA. The richest pond MRC (4 species), is situated along a continuous vineyard (151 ha) on its east side, never crossed by any road. Beta diversity (Jaccard's coefficients of similarity) showed low values (Fig. 3) for this last pond. This could be explained by its higher richness compared to the other ponds.

Gamma diversity could not be calculated because of the lack of data concerning the

frequency of amphibians species at the regional scale.

Discussion

Chemical data

Many chemicals we observed were linked to the vehicles use (i.e., exhaust, fuel, tire) and to the

road construction materials (i.e., crash barrier, asphalt) or road edge maintenance (glyphosate). During rainstorms, motorway retention ponds fill in with rainwater and road surface runoff. This water carries particles contaminated by road pollutants directly into the pond by a drainage system (Lee et al., 1997; Barbosa & Hvitved-Jacobsen, 1999; Legret & Pagotto, 1999; Färm, 2001). However, not a single road contaminant was found in the water column during the study, which is surprising in such habitat. According to literature data, detection levels were high enough ($\text{Cd} > 0.5 \mu\text{g l}^{-1}$, $\text{Cu} > 0.05 \mu\text{g l}^{-1}$, $\text{Pb} > 5 \mu\text{g l}^{-1}$ and $\text{Zn} > 0.05 \mu\text{g l}^{-1}$). Two aqueous trace metals, Pb and Cd, were detected once in September (i.e., after the holiday period) in three of the six ponds but also in the control pond. This suggested a dry contamination resulting from a wind effect as it was proposed for small mammals by Hamers et al. (2002). They observed that the strongest contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) was recorded at the most distant studied site (5 km) from the motorway. This resulted from an input of airborne pollutants deposited on plant surfaces. The low levels of chemicals found in motorway ponds might be explained by very low rainfall levels associated with Mistral wind that could spread light particles far from the motorway. Then, no real contamination from dissolved particles occurs from transportation. Nevertheless, it has been shown that lead and copper were quickly associated with small particles (65 to 95% of the total load) while 50% of zinc was found in a dissolved form (Legret, 2001).

A lower conductivity in ponds with artificial bottom was noticeable (except SAL) which could result from the shallowness of sediment on the PEHD bottom (about 2 cm vs. 15 cm on natural bottom). The high concentration of chloride recorded in SAL may be explained by a leak in a stock of salt close to the pond although this was not found during the study. None organic pollution (phosphates and nitrates) was highlighted in ponds during the survey. Viticulture which is the main agricultural practice in the studied zone, uses mostly herbicides and few nitrate or phosphate. Ionic concentrations of main elements were dependent upon the bottom type (i.e., PEHD or natural) with a higher conductivity where a natural

bottom occurred. During winter, NaCl is used as road de-icing agent. This operation usually lasts less than 7 days per year in southern France. This salt inflow induces an increase in conductivity which may last several months when no rain occurs as observed in 2003 with a very long drought until autumn. Aquatic organisms show a high tolerance to salt unless it reaches concentration where osmotic stress is too high (Forman et al., 2003). When compared with the control pond, free from motorway run-off, it can be assumed that Chlorides high concentration might be a specific pollution from motorway. Roundup®, also known as glyphosate, is widely used around the world (Veillerette, 2002) as a systemic herbicide. It was detected in pond water nearly all year-round and particularly its by-product, the aminomethylphosphonic acid (AMPA). Its action on the environment and the influence of the persistence of its metabolites in soils and water are not yet clearly established (Veillerette, 2002). And our results did not show any differences in faunal composition according to this variable.

As for sediments, the trace metals found in the ponds showed high concentrations of both copper and zinc associated with low levels of lead as it was previously observed in such habitats (Lee et al., 1997; Pagotto, 1999). Lead, indeed, has decreased in transport pollution since its substitution by unleaded petrol in the 1990s (Pagotto, 1999). Copper is found in brake lining wear, engine, fertilizers and herbicides (Forman et al., 2003) when the main origin for zinc is the road crash barrier (Pagotto, 1999). Their toxic effects are not yet well-identified. Indeed copper and zinc are essential trace elements involved in a variety of critical metabolic processes but their excessive exposure may be toxic. Threshold levels for their toxicity have not yet been established (OMS IPCS, 1998, 2001). Zinc showed a significant difference in its concentration in ponds with natural bottom (low level) vs. ones with a PEHD membrane (high level). This might be explained by the low sediment cover on PEHD bottom that could prevent macrophytes from installation and then reduce Zn bio-remediation. Trace metals were measured in the total sediment and their level was much lower than the threshold values authorized for road spreading (French decree of the 8th January 1998).

Odonata communities

Dragonflies are found in mainly all continental aquatic habitats and can be considered opportunist in their habitat research and colonization (D'Aguilar & Dommagnet, 1998). Their utilization to characterize ecosystems has been attempted with contrasted results (Clark & Samways, 1996; Bulánková, 1997; Masselot & Nel, 2003). Here we found that adult Odonata communities described in motorway ponds seemed to respond principally to the habitat matrix and the pond physical characteristics, even if water quality seems to be of importance also. We particularly observed a strong species-area relationship. The presence of an important area of unfragmented and homogeneous landscape along the aquatic habitat seemed to increase the richness of dragonflies. Tree and shrub abundance around the pond do not seem to have effect on dragonfly richness, at least in our stormwater retention ponds. The habitat matrix could play an important role by offering protection against predators and providing potential prey. Because of their flight abilities, dragonflies can easily move from site to site without being stopped by obstacles such as roads. Moreover, Munguira & Thomas (1992) showed that busy roads were not a barrier to population exchange in butterflies. But few data exist yet on road effects on flying invertebrate communities. The aquatic habitat, through its hydrophyte species richness, seemed to have an important impact on Zygoptera species richness. In ponds, Zygoptera are an important prey for larger dragonflies (Anisoptera) such as *Anax* and need to hide among vegetation. These dragonflies also use floating leaves of hydrophytes to rest and lay their eggs (endophytic oviposition), though Anisoptera can lay eggs while flying (Duellman & Trueb, 1986). Only 41% of adult dragonfly species were also identified at a larval stage. From it, 65% were Anisoptera while 35% were Zygoptera. This can be explained (1) by the difficulty in species identification, particularly for Zygoptera species and also among *Sympetrum* genus (Heidemann & Seidenbusch, 2002) leading to a sub-estimation of larval richness, and (2) by the presence of "visitor" species that do not breed in the ponds. But, at the exception of *Aeshna* spp. and *Libellula quadrimaculata*, we observed a

breeding behavior (copulation, tandem flight or oviposition) for all identified species. This highlights the use of stormwater retention ponds by dragonflies as a breeding site. Moreover, significant correlations were observed between dragonfly communities structure and especially Anisoptera species structure with the water quality of surveyed ponds. The same and even stronger correlation was shown with hydrophyte species structure. At the pool of ponds scale (β diversity) dragonfly communities, and especially Anisoptera species, seem to be dependant of their habitat quality in terms of water quality and hydrophyte species composition. As dragonfly communities, in term of richness, seem to react positively with hydrophyte richness, this might be used potentially as a biomonitoring tool.

Among the most common species at the regional scale, *Orthetrum coerulescens* and *Coenagrion mercuriale*, were absent in the stormwater ponds. These two species need a thin layer of water with high plant densities and are often found together (D'Aguilar & Dommagnet, 1998); conditions we did not find in the surveyed ponds at the exception of MRB pond which presents such vegetal community at its southern end. We also noted the presence of *Coenagrion mercuriale* where horsetail (*Equisetum* sp.) occurred (ORA and MRB ponds), as observed by Luglia (personal communication) in the Vaucluse department. Among the more frequent species in the motorway retention ponds, we particularly found two Zygoptera, *Ischnura pumilio* and *Erythromma viridulum*. *Ischnura pumilio* is an early colonizer which often disappears during installation of new species and is sensible to the competition with *Ischnura elegans* (D'Aguilar & Dommagnet, 1998; Heidemann & Seidenbusch, 2002). The latter was the most frequent species in the study area (SFO, 2002) and in the study sites. In our stormwater retention ponds, *Ischnura pumilio* seems to be less sensitive to *I. elegans* presence and we often observed these two species together. This could result from large macrophyte cover in which *Ischnura pumilio* could hide (Heidemann & Seidenbusch, 2002). *Erythromma viridulum* also, was more frequent in the stormwater retention ponds than in the region. It was always found at high densities. It could be favored by aquatic plants such as *Chara* spp. or *Potamogeton* spp.,

noted in all ponds. As highlighted by Askew (2004), this species needs floating vegetation to be perched well above the water surface. Its larvae is also very tolerant to brackish conditions.

Amphibian communities

Amphibians decline has been well-documented and commented in the recent literature (Semlitsch, 2003) but this tendency has not been observed in Southern France (Crochet et al., 2004). With their biphasic life cycle and biological characteristics, amphibians are also often considered to be highly sensitive to pollution (Bridges, 1999; Bridges et al., 2002). Our data did not show any relationship between amphibian richness and water contamination. However, the low number of surveyed ponds (6) and identified species (5) might explain the lack of significance of that relation. At the regional scale, species found within these ponds were relatively common and could be considered as the most opportunist and anthropophilous taxa. All these ponds were dominated by the marsh frog, *Rana ridibunda*, which might have been introduced in France (Arnold & Ovenden, 2002). This very aquatic species is greatly opportunist and colonize all kind of freshwater systems from ponds to lakes and canals with a preference for eutrophic habitats. It is often the only frog to be found in fish ponds (ACEMAV, 2003). Our data showed a very significant relationship between habitat matrix and Amphibian species richness. The percentage of built surface (degree of anthropisation) in the matrix was negatively correlated with that richness. Many papers highlighted the importance of a suitable habitat within and surrounding the pond for amphibians conservation (Hecnar & M'Closkey, 1996 b; Bishop et al., 2000a; Joly et al., 2001; Beja & Alcazar, 2003). Road density and their associated traffic have a strong negative effect on pond occupancy and amphibian richness (Hels & Buchwald, 2001; Fahrig, 2001; Vos & Chardon, 1998). This importance of the landscape matrix was clearly verified in MRC pond which skirts a continuous 151 ha vineyards area. In that fishless pond, large populations of *Pelodytes punctatus* and *Bufo calamita* were observed and it showed the highest species richness ($n = 4$). The loss of suitable habitats appears to

be one of the main threat to amphibian diversity (Scoccianti, 2001; Semlitsch, 2003).

Conclusion

Many artificial ponds were constructed during the last fifty years in France. Many of them were dug along motorways in order to protect the water resource. These newly created habitats were rapidly colonized by aquatic flora and fauna. The present study showed that, in stormwater retention ponds of south-eastern France, amphibian community was composed of anthropophilous and/or pioneer taxa such as *Rana ridibunda*. A high Odonata species richness occurred with some regionally less common taxa favored in these ponds. It appeared that the quality of the habitat matrix played a strong role in explaining the observed species richness.

These basins were designed for a technical purpose but allowed the development of wildlife and a local increase of biodiversity in the studied area. Their role needs to be specified with regards to the biodiversity they support.

Acknowledgments

This study was funded by a grant (No. 609/2001) by the Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) and the Société des Autoroutes du Sud de la France (ASF) as a part of O. Scher's PhD thesis. We are grateful to M. Luglia and J.-P. Mevy for helping in the field work. We thank R. Simler who kindly provided support for ionic analysis. We also thank G. Nève, K. McNutt, M. Hellman and especially J.-F. Mauffrey for comments on earlier versions of this manuscript as well as the two anonymous referees for their useful comments.

References

- Abell, R., 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology* 16: 1435–1437.
- ACEMAV (Association pour la Connaissance et l'Etude du Monde Animal et Végétal), 2003. Les amphibiens de France,

- Belgique et Luxembourg. Duguet. R., Melki F. (ed.), Biotope, Mèze.
- Addinsoft, 2003. XLSTAT® version 6.1.9. <http://www.xlstat.com>.
- D' Aguilar, J., J.-L. Dommanget, 1998. Guide des libellules d'Europe et d'Afrique du nord. Delachaux et Niestlé S. A., Lausanne.
- Anthony, B. P., 2002. Results of the first batrachian survey in Europe using road call counts. *Alytes* 20: 55–66.
- Arnold, N. & D. Ovenden, 2002.. Reptiles and Amphibians. Britain and Europe. Harper Collins Publishers, London.
- Askew, R. R., 2004. The Dragonflies of Europe. Harley Books, Colchester.
- Barbosa, A. E. & T. Hvitved-Jacobsen, 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *The Science of The Total Environment* 235: 151–159.
- Beja, P. & R. Alcazar, 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317–326.
- Bishop, C. A., J. Struger, D. R. Barton, L. J. Shirose, L. Dunn, A. L. Lang & D. Sheperd, 2000a. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998 Part I - Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada* 35: 399–435.
- Bishop, C. A., J. Struger, D. R. Barton, L. J. Shirose, L. Dunn, A. L. Lang & D. Sheperd, 2000b. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. *Water Quality Research Journal of Canada* 35: 437–474.
- Blondel, J. & J. Aronson, 1999. Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. Oxford University Press, Oxford.
- Bohemen (van), H. D., 1998. Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. *Ecological Engineering* 11: 199–207.
- Bridges, C. M., 1999. Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. *Journal of Herpetology* 33: 303–306.
- Bridges, C. M., F. J. Dwyer, D. K. Hardesty & D. W. Whites, 2002. Comparative contaminant toxicity: are amphibian larvae more sensitive than fish? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69: 562–569.
- Bridges, C. M. & R. D. Semlitsch, 2000. Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology* 14: 1490–1499.
- Bulánková, E., 1997. Dragonflies (Odonata) as bioindicators of environment quality. *Biologia Bratislava* 52: 177–180.
- Chapin, III, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviners, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack & S. Diaz, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234–242.
- Clark, T. E. & M. J. Samways, 1996. Dragonflies (Odonata) as Indicators of Biotope Quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33: 1001–1012.
- Crochet, P.-A., O. Chaline, M. Cheylan & C.-P. Guillaume, 2004. No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological Conservation* 119: 297–304.
- Dobson, A. P., 1998. Conservation and Biodiversity. Scientific American Library, New York.
- Dodds, W. K., 2002. Freshwater Ecology. Academic Press, California.
- Duellman, W. E. & L. Trueb, 1986. Biology of Amphibians. McGraw-Hill, New York.
- Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65–74.
- Färm, C., 2001. Accumulation of sediment and heavy metals in a stormwater retention pond Novatec, 4th International Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage Lyon, France 25–27 June 2001 .
- Forman R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentines & T. C. Winter, 2003. Road Ecology. Island press, Washington.
- Geneletti, D., 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23: 343–365.
- Hamers, T., L. A. M. Smit, A. T. C. Bosveld, J. H. J. Berg, J. H. Koeman & F. J. Schooten, 2002. Lack of a distinct gradient in biomarker responses in small mammals collected at different distances from a highway. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43: 345–355.
- Hecnar, S. J. & R. T. M'Closkey, 1996a. Species richness patterns of amphibians in south-western Ontario ponds. *Journal of Biogeography* 25: 763–772.
- Hecnar, S. J. & R. T. M'Closkey, 1996b. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77: 2091–2097.
- Heidemann, H. & R. Seidenbusch, 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). Société Française d'Odonatologie, Bois d'Arcy.
- Hels, T. & E. Buchwald, 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331–340.
- IFEN (Institut Français pour l'Environnement), 2003. L'artificialisation s'étend sur tout le territoire. Les données de l'environnement 80: 1–4.
- Joly, P., C. Miaud, A. Lehmann & O. Grolet, 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239–248.
- Lee, P.-K., J.-C. Touray, P. Baillif & J.-P. Ildefonse, 1997. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *The Science of The Total Environment* 201: 1–15.
- Legret, M. & C. Pagotto., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of The Total Environment* 235: 143–150.
- Legret, M., 2001. Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.

- Leyse, K. E., S. P. Lawler & T. Strange, 2004. Effects of an alien fish, *Gambusia affinis*, on an endemic California fairy shrimp, *Lindieriella occidentalis*: implications for conservation of diversity in fishless waters. *Biological Conservation* 118: 57–65.
- Lincoln, R., G. Boxshall & P. Clark, 1998. *A Dictionary of Ecology, Evolution and Systematics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Löfvenhaft, K., S. Runborg & P. Sjögren-Gulve, 2003. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68: 403–427.
- Mantel, N., 1967. A technique of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209–220.
- Masselot, G. & A. Nel, 2003. Les Odonates sont-ils des taxons bio-indicateurs? *Martinia* 19: 7–40.
- Miaud, C. & J. Merilä, 2000. Local adaptation or environmental induction? causes of population differentiation in alpine amphibians. *Biota* 2/1: 31–50.
- Munguira, M. L. & J. A. Thomas, 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29: 316–329.
- Oliosio, G., 1996. *Oiseaux de Vaucluse et de la Drôme provençale*. Quetzal Communications, Clichy.
- OMS IPCS, 1998. Environmental Health Criteria No. 200: copper. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org>.
- OMS IPCS, 2001. Environmental Health Criteria No. 221: copper. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org>.
- Pagotto, C., 1999. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. PhD. Université de Poitiers, Poitiers.
- Peyre, O., G. Olioso & V. Joubert, 2003. Atlas préliminaire de répartition des reptiles et amphibiens du Vaucluse. C.R.O.P., Avignon.
- Scholes, L., R. B. E. Shutes, D. M. Revitt, M. Forshaw & D. Purchase, 1998. The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *The Science of The Total Environment* 214: 211–219.
- Scoccianti, C., 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione*, (Amphibia: aspects of conservation ecology). Guido Persichino Grafica, Firenze.
- Semlitsch R. D., 2003. *Amphibian Conservation*, Smithsonian Institution, Washington.
- SFO (Société Française d'Odonatologie), 2002. Inventaire cartographique des odonates de France, Bilan 1982–2000. *Martinia* 18: 63–64.
- Sriyaraj, K. & R. B. E. Shutes, 2001. An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International* 26: 433–439.
- Trombulak, S. C. & C. A. Frissell, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18–30.
- Veillerette, F., 2002. Pesticides, le piège se referme. *Terre vivante*, Mens.
- Vos, C. C. & J. P. Chardon., 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44–56.
- Wendler, A. & J. H. Nüss, 1997. *Libellules*. Société Française d'Odonatologie, Bois d'Arcy.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Bray, G. Fox, P. Nicolet & D. Sear., 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.
- Wood, P. J. & S. Barker., 2000. Old industrial mill ponds: a neglected ecological resource. *Applied Geography* 20: 65–81.
- Wood, P. J., M. T. Greenwood & M. D. Agnew., 2003. Pond biodiversity and habitat loss in the UK. *Area* 35: 206–216.
- Wren, C. D., C. A. Bishop, D. L. Stewart & G. C. Barrett., 1997. *Wildlife and Contaminants in Constructed Wetlands and Stormwater Ponds: Current State of Knowledge and Protocols for Monitoring Levels and Effects in Wildlife*. Canadian Wildlife Service, Ontario region.

Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France

Olivier SCHER & Alain THIERY

Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

Publié dans *Bulletin de la Société Herpétologique de France* (2004) 111-112 : 25 – 36

Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France

par

Olivier SCHER & Alain THIÉRY

*Université de Provence, Laboratoire de biologie animale,
E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo,
13331 Marseille CEDEX 3.
(olivier.scher@netcourrier.com)*

Résumé - La loi sur l'eau de 1992 a conduit les sociétés autoroutières à construire de nombreux bassins d'eau de pluie afin de protéger la ressource en eau de la pollution routière et de contrôler les débits d'eau lors des crues. Ces bassins ont été rapidement colonisés par les amphibiens et particulièrement par les grenouilles vertes (*Rana* sp.). La présente étude tente de comprendre quels sont les facteurs qui vont déterminer les assemblages d'espèces observés dans les cinq bassins suivis au cours de l'année 2002-03. Leurs principales caractéristiques abiotiques et biotiques sont présentées et discutées en fonction de la diversité en amphibiens. Les mesures effectuées indiquent la présence d'une contamination métallique (zinc et cuivre) confinée dans le sédiment ainsi qu'une contamination chronique de la colonne d'eau par le glyphosate (herbicide systémique). Néanmoins, la colonisation de ces bassins par les amphibiens semble plutôt dépendre de la fragmentation du milieu et de la présence de poissons.

Mots-clés : Bassins d'eau de pluie autoroutiers, Amphibiens, Pollution.

Summary - Amphibian communities in stormwater detention ponds along roads of Southeast France. In 1992, the French Water Law obliged highway companies to build stormwater detention ponds along roads in order to protect the water ressource from transport pollution and to control water flow during rainstorms. These ponds were quickly colonized by amphibians, particularly by the green frogs (*Rana* sp.). The aim of this study was to understand which factors led to observed species assemblages in the five studied stormwater ponds during year 2002-03. Their main abiotic and biotic features are presented and discussed in relation to observed amphibian diversity. Field measures have shown a metallic contamination (zinc and copper) restricted to the sediment and a chronic contamination by glyphosate (herbicide) of the water column. By the way, amphibian colonization seem to be only correlated to an increase of landscape fragmentation and fish presence in ponds.

Key-words: Highway stormwater detention ponds, Amphibians, Pollution.

I. INTRODUCTION

Les milieux aquatiques de petite taille tels que les mares, fossés, etc. sont encore relativement peu étudiés (Wood & Barker 2000, Wood *et al.* 2003, Williams *et al.* 2004) et cela est particulièrement vrai pour les bassins autoroutiers. De plus, la majorité des travaux sur ces

biotopes s'est orientée sur leur fonctionnement physico-chimique (Legret & Pagotto 1999, Sriyaraj & Shutes 2001) et très peu sur leur aspect faunistique (Wren *et al.* 1997). Les sociétés autoroutières ont, dès le début des années 1980 puis suite au vote de la loi sur l'eau de 1992 (Loi n° 92-3 du 03/01/1992), construit de nombreux bassins d'eau pluviale le long des axes de circulation. Ces bassins ont pour objectifs de récupérer les lessivats de chaussées lors d'épisodes pluvieux (pollution chronique), de contenir une éventuelle pollution ponctuelle lors d'un accident (déversement de produits toxiques...) ainsi que de contenir l'eau lors d'épisodes de crues. Dans le cadre d'une thèse CIFRE, cinq bassins ont été suivis durant une année (mars 2002 à mars 2003) et caractérisés vis à vis de leur niveau de contamination (métaux lourds, hydrocarbures et herbicides) ainsi que de leur composition faunistique (invertébrés, plancton et amphibiens) et floristique.

L'analyse cartographique de la zone d'étude qui s'étend d'Orange (84) à Salon-de-Provence (13) nous a indiqué que les milieux aquatiques de petite dimension y étaient très rares. La majorité d'entre eux sont des bassins construits (bassins de rétention routiers, golfs, bassins de décantation). Ceci justifie donc une étude sur le rôle que vont jouer ces bassins artificiels pour la faune amphibie et plus particulièrement pour les amphibiens. En effet, si de nombreuses études ont mis en évidence un déclin des Amphibiens dans le monde (par exemple Wake 1998, Houlahan *et al.* 2000, Alford *et al.* 2001), relativement peu se sont intéressés à l'impact des milieux artificiels sur la batrachofaune (Beja & Alcazar 2003, Löfvenhaft *et al.* 2003) et plus particulièrement au rôle de substitution offert par ces milieux dans des zones où les milieux aquatiques naturels sont peu abondants (Scoccianti 2001, Gauthier & Ferrier 2004).

La présente étude, par une recherche systématique des amphibiens présents dans les cinq bassins suivis, s'attache à déterminer quels peuvent être les facteurs déterminants ou non la présence des amphibiens dans ces milieux artificiels (qualité de l'eau, de l'habitat).

II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

A. Site d'étude

La zone d'étude se situe dans le Sud-Est de la France entre Orange (44°08'N - 04°48'E) et Salon-de-Provence (43°38'N - 05°05'E) le long des autoroutes A7 et A54 et concerne 5 bassins d'eau pluviale (fig.1). Cette zone, sous l'influence principale d'un vent froid d'axe

Nord-Sud, le Mistral, est caractérisée par la présence de nombreux vignobles et d'une végétation de type garrigue (chêne vert principalement). Les bassins suivis sont classés en deux catégories selon la nature de leur substrat (1) les bassins à substrat PEHD (PolyEthylène Haute Densité) à savoir Morières A (MRA), Salon (SAL), Grans (GRA) et (2) les bassins à substrat naturel (i.e. creusés directement dans un sol argileux) représentés par Orange (ORA) et Morières C (MRC). Ces bassins ont été construits en 1993 (ORA, MRA et MRC) et en 1996 (SAL et GRA).

B. Méthodes

1. Données physico-chimiques

Des prélèvements d'eau ont été effectués toutes les 4 semaines entre mars 2002 et mars 2003 à raison d'un point de prélèvement par bassin. Les paramètres chimiques mesurés comprenaient la conductivité, la température, l'oxygène dissous, les principaux ions, les métaux lourds caractéristiques de la pollution routière (cadmium, cuivre, plomb et zinc), les taux de deux herbicides (glyphosate et atrazine) et les hydrocarbures totaux. Ces derniers paramètres ont été mesurés selon les normes en vigueur au laboratoire départemental d'analyses du Vaucluse (LDA 84) et ont concerné à la fois la colonne d'eau et les sédiments. Les métaux lourds n'ont été dosés que dans la partie supérieure du sédiment soit environ les 5 premiers centimètres. Cette zone, correspondant à la partie aérobie du sédiment, abrite les organismes vivants participant à la bioturbation, c'est-à-dire à la diffusion de particules par action mécanique (Brönmark & Hansson 2003).

Conductivité, température et oxygène ont été mesurés *in situ* au moyen d'un équipement portatif WTW®. Les données physiques correspondaient à une mesure de la profondeur (règle graduée) et de la turbidité (disque de Secchi). Ces données ont été complétées par des mesures de métaux lourds dans des milieux témoins, à savoir une mare temporaire (ORG) alimentée par les eaux de la Durance et située à environ 200 m à l'est de l'autoroute A7, dans les environs d'Orgon (13) et située au milieu d'une ripisylve. Des mesures ont également été réalisées dans 2 mares naturelles temporaires localisées dans le département du Var (N2000). Ces milieux protégés sont classés dans le réseau Natura 2000 et sont isolés de toute voie de circulation.

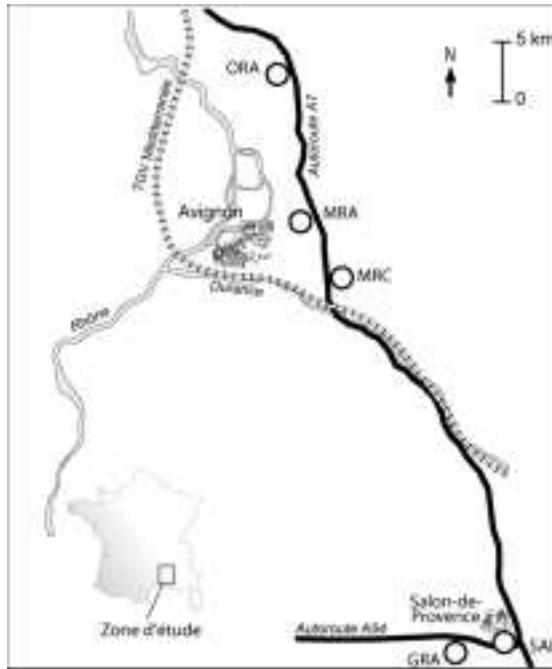


Figure 1 : Localisation du site d'étude. ORA, MRA, MRC, SAL, GRA : bassins d'eau de pluie.

Figure 1: Study site. ORA, MRA, MRC, SAL, GRA: Stormwater detention ponds.

2. Données faunistiques

Les amphibiens ont été activement recherchés de jour et de nuit et identifiés à partir des individus adultes et des têtards (Arnold & Ovenden 2002 ; Duguet *et al.* 2003) au cours de 16 journées de terrain par bassin. Au total, 25 points d'écoutes (5 points d'une durée de 20 à 40 minutes par bassin) ont été réalisés afin de compléter l'échantillonnage. L'abondance relative des différentes espèces a été estimée à partir du comptage des individus chanteurs pour les espèces *Pelodytes punctatus*, *Hyla meridionalis* et *Rana perezi/ridibunda/kl.* Graf (complexe que l'on nommera *Rana PRG* suivant Crochet *et al.* 2004) ou par le comptage d'individus adultes à l'intérieur et à l'extérieur des bassins pour *Triturus helveticus* et *Bufo calamita*. Dans le contexte de l'étude, trois catégories ont été retenues (1) moins de 10 individus ou mâles chanteurs, (2) de 10 à 50 et enfin (3) plus de 50. Ce type d'estimation induit une sous-estimation des effectifs (mâles non chanteurs, trop grande promiscuité des chanteurs, etc.) et ne représente donc qu'un estimateur de tendance.

III. RÉSULTATS

A. Milieux inventoriés

Les principales caractéristiques abiotiques et biotiques des bassins échantillonnés dans le cadre de cette étude sont résumées dans le tableau I.

1. Bassins à substrat PEHD

Ces bassins se caractérisent par un faible développement des communautés végétales (3 ± 1 espèces de macrophytes), une conductivité moyenne peu élevée ($302-519 \mu\text{S.cm}^{-1}$) hors périodes de salage (hiver) ainsi qu'une importante variabilité de la température au cours de l'année (amplitude moyenne de $29 \pm 5^\circ$). L'herbicide glyphosate ainsi que son produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique ou AMPA ont été détectés toute l'année avec des concentrations atteignant $3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les dosages de zinc dans le sédiment ont fait apparaître des différences significatives entre les bassins bâchés et les mares de contrôle ($t = 8,773$; $P < 0,001$) mais également avec les bassins à substrat naturel ($t = 7,469$; $P < 0,001$). Ceci a également été observé pour le cuivre ($t = 15,967$; $P < 0,001$ pour le contrôle et $t = 2,908$; $P < 0,01$ pour le substrat naturel). Aucune différence n'a été observée entre les milieux inventoriés en ce qui concerne le plomb.

Le bassin situé à l'échangeur de Salon-de-Provence (SAL), bien que possédant un substrat PEHD, présente des caractéristiques très originales, liées en particulier à une contamination en chlorures dont l'origine n'a pu être établie à l'heure actuelle. Ce bassin reçoit également des lessivats de chaussée d'origines urbaines dont ceux issus d'un rond-point isolé du domaine autoroutier. Ces différents apports cumulés induisent une perturbation importante dans ce bassin.

2. Bassins à substrat naturel

Les bassins creusés directement dans le substrat ont permis l'installation d'une flore riche et variée ($10 \pm 1,4$ espèces), à la fois en hélophytes (macrophytes émergés) et en hydrophytes (macrophytes immergés). La présence d'un substrat naturel est à l'origine d'une minéralisation et donc d'une conductivité plus élevée que sur les bassins bâchés. Les variations de la température de l'eau ne paraissent pas suivre complètement les variations de celle de l'air laissant supposer l'existence d'un échange avec la nappe phréatique. Des concentrations en glyphosate et AMPA atteignant $9,78 \mu\text{g.L}^{-1}$ ont été mesurées. Les concentrations en

métaux lourds relevées dans le sédiment sont significativement plus importantes que dans les milieux naturels témoin ($t = 2,795$; $P < 0,05$ pour Zn et $t = 3,693$; $P < 0,05$ pour Cu) mais restent non significatives en ce qui concerne le plomb ($P = 0,70$).

B. Communautés d'amphibiens

Dans l'ensemble des bassins étudiés, cinq espèces ont été découvertes : *Rana PRG*, *Hyla meridionalis*, *Pelodytes punctatus*, *Bufo calamita* et *Triturus helveticus*. L'observation de la présence/absence des espèces et de leurs abondances dans les bassins a fait apparaître de fortes disparités entre les sites (tab. II). Les grenouilles vertes ont été observées sur l'ensemble des bassins, ce qui n'est pas le cas des autres amphibiens. Par contre, le pélodyte ponctué, bien que n'étant présent que sur un seul site, présente une population de taille importante (> 50 mâles chanteurs). La présence d'une importante population paedomorphique de tritons palmés dans le bassin GRA est à noter, sans pouvoir toutefois expliquer clairement son origine.

IV. DISCUSSION

Comme précédemment constaté par Pagotto (1999) le cuivre, principalement issu de la dégradation des garnitures de frein des véhicules et le zinc, issu de l'oxydation des glissières de sécurité, sont les métaux dominants dans les sédiments. Leur concentration est particulièrement importante et significative dans les bassins bâchés (fig. 2). Ceci pourrait être en partie expliqué par une activité biologique (bactéries et plantes) moins forte sur ces derniers qui possèdent une faible épaisseur de sédiments (0 à 10 cm). En ce qui concerne le plomb, les concentrations mesurées sont faibles et peu variables entre les différents bassins testés. L'utilisation accrue de l'essence sans plomb depuis les années 1990 en est certainement la cause principale (Pagotto 1999) . Par contre, la présence du plomb a été constatée aussi bien dans les milieux routiers ($67,2 \text{ mg.kg}^{-1} \pm 48,7$ [min 1 mg.kg^{-1} ; max 160 mg.kg^{-1}]) que dans les milieux naturels témoins ($50,7 \pm 19,1$ [30 ; 75]) suggérant un stockage de ce métal dans le sédiment sous une forme non biodisponible .

Les mesures réalisées dans la colonne d'eau ont fait apparaître une contamination continue par le glyphosate et l'AMPA. Ces données correspondent aux observations réalisées par le réseau du CORPEP en Bretagne (2001) et par l'IFEN (2004) au niveau national. Ces molé-

Tableau I : Caractéristiques des bassins d’eau de pluies.

Table I: Stormwater detention ponds characteristics.

Code des bassins	Substrat PEHD	Surface (ha)	Profondeur maximum (cm)	Conductivité moyenne annuelle (µS.cm-1)	pH moyen annuel	Température moyenne annuelle (°C)	Moyenne annuelle Glyphosate (µg.L-1)	Moyenne annuelle AMPA (µg.L-1)	Nb d’espèces d’Hélophytes ou macrophytes émergés	Nb d’espèces d’Hydrophytes ou macrophytes imergés	Poissons (1 = présence; 0 = absence)
ORA	NON	0,25	120	686	7,54	13,6	1,18	0,70	6	5	1
MRA	OUI	0,11	40	519	7,80	17,8	0,40	0,29	2	2	0
MRC	NON	0,34	150	828	7,82	16,8	0,27	0,26	5	4	0
SAL	OUI	0,03	60	1806	7,54	14,9	0,37	0,39	2	1	0
GRA	OUI	0,19	140	303	8,31	17,1	0,21	0,17	0	2	0

Tableau II : Caractéristiques des bassins d’eau de pluies. Entre parenthèses : indice d’abondance, avec 1: < 10 individus ou mâles chanteurs ; 2 : > 10-50 < ; 3 : > 50

Table II: Stormwater detention ponds characteristics. Between brackets : abundance index with 1: < 10 individuals or calling males; 2 : > 10-50 <; 3 : > 50

Code des bassins	<i>Rana PRG</i>	<i>Hyla meridionalis</i>	<i>Pelodytes punctatus</i>	<i>Bufo calamita</i>	<i>Triturus helveticus</i>	Richesse stationnelle
ORA	1 (3)	0	0	0	0	1
MRA	1 (1)	1 (1)	0	0	1 (1)	3
MRC	1 (3)	1 (2)	1 (3)	1 (1)	0	4
SAL	1 (2)	1 (1)	0	0	0	2
GRA	1 (2)	1 (3)	0	0	1 (3)	3
Nb de bassins occupés	5	4	1	1	2	
Indice d’abondance	2,2	1,4	0,6	0,2	0,8	

cules sont en grande partie issues du Round-up® désherbant systémique employé à la fois par les particuliers et les professionnels. Aucune étude n’a encore clairement mis en évidence un effet négatif de ces molécules sur le milieu aquatique malgré la constatation d’effets mutagènes et d’une toxicité chronique à faible dose sur de longues périodes (Veillerette 2002). Le rôle joué par les herbicides et les pesticides sur d’éventuelles modifications anatomiques ainsi que sur le déclin de certaines populations d’amphibiens n’est pas encore clairement compris (Blaustein & Johnson 2003). Par ailleurs, les effets causés par la synergie de différentes molécules chimiques dans le milieu aquatique sont difficiles à établir (Bridges & Semlitsch 2000). Par contre, des expérimentations impliquant l’atrazine à des concentrations mesurées dans les milieux naturels ont permis de constater une démasculinisation des individus mâles chez *Xenopus laevis* et *Rana pipiens*. Il semblerait que cette molécule agisse en stimulant la production d’une enzyme, l’aromatase, qui catalyse la conversion de la testostérone en œstrogène empêchant le développement du larynx des mâles et conduisant à la production d’individus hermaphrodites (Dalton 2002, Hayes *et al.* 2002).

Des différences ont été observées entre bassins sur bêche et sur substrat naturel en ce qui concerne la conductivité et la température. La faible minéralisation observée dans les bassins bâchés est liée aux très faibles épaisseurs de sédiment qui s’y accumulent. La membrane

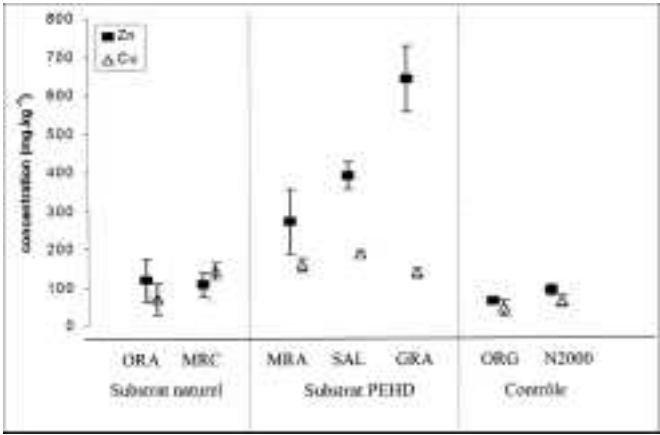


Figure 2 : Concentrations de Cuivre et de Zinc dans les sédiments des bassins d’eau de pluie. ORA, MRC, MRA, SAL, GRA, ORG, N2000 : codes des bassins.

Figure 2: Copper and Zinc concentrations in stormwater detention pond sediments. ORA, MRC, MRA, SAL, GRA, ORG, N2000 : Pond coding.

PEHD, de couleur noire provoque également une élévation très importante de la température de l'eau pendant l'été conduisant à des chutes de concentration de l'oxygène dissous et à un assèchement rapide du bassin. Ceci peut perturber ou compromettre la reproduction des amphibiens en condamnant une génération de têtards.

Ces bassins, construits dans des secteurs peu fournis en mares naturelles, ont été rapidement colonisés par une flore et une faune variée. L'inventaire réalisé a mis en évidence la présence de 46 % de la batrachofaune signalée dans la zone d'étude (Duguet *et al.* 2003, Peyre *et al.* 2003). Hormis les espèces considérées comme très rares dans la région considérée ou présentes dans des habitats très spécifiques (*Pelobates cultripipes*, *Salamandra salamandra*, *Triturus cristatus* et *Rana temporaria*), on peut s'interroger sur l'absence du Crapaud commun, *Bufo bufo*, et de l'Alyte accoucheur, *Alytes obstetricans* pourtant signalés non loin de la zone d'étude (Peyre *et al.* 2003). Quant aux espèces effectivement observées dans les bassins d'eau de pluie du réseau ASF, elles appartiennent aux cortèges pionniers et/ou anthropiques tels que définis par Duguet & Melki (2003) à savoir des espèces capables de s'adapter à des milieux très variables ou perturbés (activité anthropique, rejets pollués) et possédant un fort pouvoir de colonisation. Or, ce dernier facteur est fortement lié à la structure paysagère, et plus particulièrement à la connectivité des milieux (Joly *et al.* 2001, Joly 2004, Crochet *et al.* 2004). La colonisation d'un milieu nouvellement créé dépend, outre de la présence de l'espèce dans le milieu adjacent, de sa capacité à franchir les obstacles (essentiellement les routes) et des distances à parcourir afin d'y accéder (Vos & Chardon 1998, Kenneth Dodd & Smith 2003). Ainsi, le bassin MRC, présentant la plus grande continuité des bassins étudiés, possède également la plus grande richesse d'espèces ($n = 4$) : en plus d'un habitat aquatique favorable, ce site offre de très nombreux abris aux espèces présentes (grand vignoble, nombreuses haies) et cela, sans avoir à franchir de structure linéaire comme une route. De la même manière, le bassin à la fois situé dans la zone la plus fragmentée (Salon) et cloisonné par de nombreuses voies de circulation présente la plus petite richesse ($n = 2$).

Les amphibiens, au cours de leur phase larvaire aquatique sont soumis à une forte pression de prédation et sont particulièrement sensibles à la présence de poissons (Crochet *et al.* 2004). En effet, hormis la Crapaud commun, la plupart des espèces vont réagir à la présence de poissons : prédation sur les pontes ou les larves, modification du comportement des batraciens (réduction de la mobilité, modification de l'activité), compétition pour la ressource ali-

mentaire et altération de l'habitat (Scoccianti 2001). L'importante population de Gambusies (*Gambusia affinis*) et la présence de plusieurs individus de Tortues de Floride (*Trachemys scripta*) pourraient expliquer l'absence de *Rana PRG* du bassin ORA.

L'ensemble de ces données semble indiquer que les assemblages d'espèces observés dans les bassins de pluie autoroutiers sont plutôt déterminés par des facteurs d'accessibilité au site et donc de structure paysagère plutôt que par des facteurs purement chimiques. Si ces facteurs chimiques jouent un rôle important dans l'équilibre biologique du milieu aquatique, il apparaît indispensable de tenir compte de la qualité du milieu terrestre environnant pour interpréter la composition des communautés d'amphibiens.

V. CONCLUSION

Ces milieux ont été créés par l'homme dans un but technique et sont soumis à des perturbations (pollution, crue) liées à leur fonctionnement. Ils représentent des milieux intéressants pour la batrachofaune en terme de sites de reproduction (toutes les espèces contactées lors de cette étude s'y sont reproduites) et ont d'ailleurs été rapidement colonisés par cinq espèces : *Rana PRG*, *H. meridionalis*, *P. punctatus*, *B. calamita* et *T. helveticus*. Afin de mieux définir le risque potentiel encouru par les amphibiens dans ces bassins, une étude sur la génotoxicité de l'eau (en prenant comme modèle les têtards de *Rana PRG*, *H. meridionalis* et de *B. calamita*) permettra de déterminer dans quelle mesure ces derniers sont affectés ou non par la qualité de l'eau de ces milieux. Jusqu'à présent, si des effets génotoxiques très ponctuels des eaux de ruissellements autoroutiers ont pu être établis chez *X. laevis* et chez *Pleurodeles waltl* (Gauthier & Ferrier 2004), aucune étude n'a permis de déterminer l'impact de la qualité de l'eau de ces milieux sur les espèces les ayant colonisés.

Remerciements : Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une thèse financée par une bourse CIFRE (n° 609/2001) en collaboration avec les Autoroutes du Sud de la France (ASF). Nous tenons à remercier Philippe Chavaren et Marc Despréaux (ASF, Direction de l'Environnement et du Développement Durable) pour leur aide dans la réalisation du projet. Nous remercions également les deux rapporteurs anonymes ainsi que Jean-François Mauffrey (Université de Provence) pour leurs nombreuses remarques et conseils.

Protection des espèces : Arrêté préfectoral d'autorisation de capture d'amphibiens datant du 11 Avril 2003.

VI. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arnold N. & Ovenden D. 2002 - Reptiles and Amphibians. Britain and Europe. HarperCollins Publishers, London, 288 p.
- Alford R.A., Dixon P.M. & Pechmann J.H.K. 2001 - Global amphibian population declines. *Nature*, 412: 499-500.
- Beja P. & Alcazar R. 2003 - Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.*, 114: 317-326.
- Blaustein A. & Johnson P. 2003 - Les malformations des grenouilles. *Pour la Science*, 305: 80-84.
- Bridges C.M. & Semlitsch R.D. 2000 - Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conserv. Biol.*, 14: 1490-1499.
- Brönmark C. & Hansson L.-A. 2003. The Biology of Lakes and Ponds. Oxford University Press, Oxford, UK. 216 p.
- CORPEP séance du 5 mars 2001 - Détection de glyphosate dans les eaux superficielles de Bretagne : éléments de réflexion. DRAF-SRPV Bretagne.
- Crochet P.-A., Chaline O., Cheylan M. & Guillaume C.P. 2004 - No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biol. Conserv.*, 119: 297-304.
- Dalton R. 2002 - Frogs put in the gender blender by America's favourite herbicide. *Nature*, 416: 665-666.
- Duguet R., Melki M. & Rufray V. in ACEMAV coll. 2003 - Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Duguet. R. & Melki, F. (éds). Biotope, Mèze, France. 480 p.
- Duguet R. & Melki M. in ACEMAV coll. 2003 - Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Duguet. R. & Melki, F. (éds). Biotope, Mèze, France. 480 p.
- Gauthier L. & Ferrier V. 2004 - Effluents autoroutiers et tests de toxicité. In Autoroutes et aménagements. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse. 328 p.
- Hayes B., Collins A., Lee M., Mendoza M., Noriega N., Stuart A. & Vonk A. 2002 - Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 99: 5476-5480.
- Houlahan J.E., Findlay C.S., Schmidt B.R., Meyer A.H. & Kuzmin S.L. 2000 - Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- IFEN 2004 - Les pesticides dans les eaux, Sixième bilan annuel, Données 2002. Études et Travaux N° 42. 32 p.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grobet O. 2001 - Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology*, 15: 239-248.
- Joly P. 2004 - Fragmentation et Biodiversité. In Autoroutes et aménagements. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse. 328 p.
- Kennet Dodd C. & Smith L.L. in Semlitsch, R. D. et al 2003 - Amphibian Conservation. Smithsonian Institution, Washington, USA. 324 p.
- Legret M. & Pagotto C. 1999 - Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environ.*, 235: 143-150.
- Löfvenhaft K., Runborg S. & Sjögren-Gulve P. 2003 - Biotope patterns and amphibian distribution as

assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning. Landsc. Urban Plan.*, 68: 403-427.

Pagotto C. 1999 - Étude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, Poitiers, 252 p.

Peyre O., Olioso G. & Joubert V. 2003 - Atlas préliminaire de répartition des reptiles et amphibiens du Vaucluse. C.R.O.P., 20 p.

Scoccianti C. 2001 - Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione, (Amphibia: aspects of conservation ecology). Guido Persichino Grafica, Firenze, Italia, 430 p.

Sriyaraj K. & Shutes R.B.E. 2001 - An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environ. Int.*, 26: 433-439.

Veillerette F. 2002 - Pesticides, le piège se referme. Terre vivante, Mens, France. 160 p.

Vos C.C. & Chardon. J.P. 1998 - Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J. Appl. Ecol.*, 35: 44-56.

Wake D.B. 1998 - Actions on amphibians. *Trends Ecol. Evol.*, 13: 379-380.

Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P. & Sear D. 2004 - Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.*, 115: 329-341.

Wood P.J. & Barker S. 2000 - Old industrial mill ponds: a neglected ecological resource. *Appl. Geogr.*, 20: 65-81.

Wood P.J., Greenwood M.T. & Agnew M.D. 2003 - Pond biodiversity and habitat loss in the UK. *Area*, 35: 206-216.

Wren C.D., Bishop C.A., Stewart D.L. & Barrett G.C. 1997 - Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds: current state of knowledge and protocols for monitoring levels and effects in wildlife. Canadian Wildlife Service, Ontario Region, 57 p.

manuscrit accepté le 30 août 2004

Découverte d'une importante population de Tritons palmés Triturus helveticus Razoumowsky, 1789 paedomorphes dans un bassin de pluie autoroutier du sud de la France.

Olivier SCHER

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille. olivier.scher@netcourrier.com

Soumis à *Faune de Provence*

Découverte d'une importante population de Tritons palmés *Triturus helveticus* Razoumowsky, 1789 paedomorphes dans un bassin de pluie autoroutier du sud de la France.

Olivier SCHER

Université de Provence, Laboratoire de Biologie Animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille.

olivier.scher@netcourrier.com

RESUME

Des prospections d'amphibiens réalisées en 2002 dans des bassins de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France ont permis la découverte d'une importante population de Tritons palmés (*Triturus helveticus* Razoumowsky, 1789) paedomorphes. La présence de ces individus est discutée en relation avec les conditions particulières de leur milieu de vie.

SUMMARY

An Amphibian survey was conducted in some motorway stormwater retention ponds in south eastern France during the year 2002. It led to the discovery of a large paedomorphic population of Palmate newt *Triturus helveticus* Razoumowsky, 1789. Presence of these individuals is discussed in relation with the particular conditions of their habitat.

INTRODUCTION

Dans le cadre d'un doctorat, des prospections d'amphibiens ont été conduites dans plusieurs bassins de pluie autoroutiers du réseau des Autoroutes du Sud de la France (SCHER & THIERY, 2004). Ces bassins, creusés à intervalles réguliers le long des voies de circulation, ont été mis en place suite au vote de la Loi sur l'eau (n° 92-3, 3 janvier 1992) et à l'obligation faite aux entreprises de traiter les eaux usées qu'ils produisent. Ces bassins ont trois fonctions principales (1) rôle d'écrouissage lors des crues (2) récupération des lessivats de chaussée lors d'épisodes pluvieux et (3) piégeage d'une pollution ponctuelle suite à un accident. Une importante population de tritons palmés paedomorphes a été découverte dans l'un de ces bassins au cours de l'année 2002.

La paedomorphose, définition et occurrence dans le genre *Triturus*

Le modèle classique de développement d'un amphibien consiste en une phase larvaire aquatique qui se conclut par une métamorphose ; celle-ci est suivie d'un stade juvénile ou adulte plus ou moins terrestre (ROSENKILDE & PHAFF USSING, 1996). La métamorphose est définie par DUELLMAN & TRUEB (1986) comme une série d'importantes modifications post-embryonnaires qui impliquent des transformations structurales, physiologiques, biochimiques et comportementales. Dans certaines populations d'amphibiens, elle peut être soit partielle soit occultée. Dans certains cas, en effet, un individu va poursuivre son développement et même se reproduire tout en conservant des caractères larvaires. C'est ce que GOULD (1977) définit sous le terme de paedomorphose, à savoir la rétention de caractères juvéniles chez un adulte sexuellement mature.

Chez les urodèles, quatre familles ont été décrites comme étant exclusivement paedomorphes : les *Cryptobranchidae*, les *Sirenidae*, les *Amphiumidae* et les *Proteidae*, représentés en Europe par le Protée anguillard *Proteus anguinus*, Laurenti 1768. Dans le genre *Triturus*, la paedomorphose est facultative et peut apparaître dans une population de façon ponctuelle et non systématique. Des individus ayant accompli une métamorphose complète (individus métamorphes) vont en effet pouvoir y côtoyer des individus paedomorphes. L'occurrence de ce phénomène dans le genre *Triturus* semble décroître dans

l'ordre suivant : (1) Triton alpestre *T. alpestris*, Laurenti 1768, (2) Triton ponctué *T. vulgaris*, Linné 1758, (3) Triton palmé *T. helveticus* et (4) Triton crêté *T. cristatus*, Laurenti 1768 (GRIFFITHS, 1996).

Localisation et caractéristiques de la population découverte

La population étudiée est localisée dans les Bouches-du-Rhône, à 2 km au nord du village de Grans, le long de l'autoroute A54 (Figure 1). Le bassin qui abrite les tritons a une surface d'environ 0,19 ha et une profondeur moyenne de 40 cm avec un maximum de 1,40 m. Le fond du bassin est recouvert d'une membrane en géotextile (PolyÉthylène Haute Densité ou PEHD) recouvert par une très mince couche de sédiment (moins de 5 cm). Seules quelques espèces d'hydrophytes (macrophytes immergés) ont pu coloniser ce milieu (*Potamogeton pectinatus*, *Chara globularis* et *Chara vulgaris*). De plus, rochers et cailloux sont absents du fond de ce bassin. Un impluvium (*i.e.*, l'espace géographique limité par un contour à l'intérieur duquel l'eau précipitée se dirige vers un point donné) de 3,58 ha, composé uniquement d'effluents autoroutiers, est capté via une arrivée d'eau située au nord-est du bassin. L'eau transite ensuite sur toute la longueur du bassin (130 m) jusqu'à un exutoire situé au sud-ouest de ce dernier. Ce bassin se remplit également directement avec l'eau de pluie reçue lors d'épisodes orageux. Le suivi physico-chimique effectué au cours des années 2002 et 2003 a mis en évidence une très faible minéralité de l'eau (Figure 2).

De nombreux individus de grande taille possédant des branchies ont été observés dès le début des prospections en mars 2002 (Figure 3). J'ai alors supposé qu'il pouvait s'agir de larves non métamorphosées de la saison précédente ayant hiverné dans le bassin. Or les juvéniles de tritons palmés ont une taille généralement comprise entre 30 et 40 mm (ARNOLD & OVENDEN, 2002), ce qui n'était pas le cas des individus contrôlés (> 60 mm). Au cours du printemps, les individus males paedomorphes observés présentaient tous des caractères sexuels secondaires pendant la phase de reproduction à savoir (i) la présence d'une légère crête sur le dos, plus développée sur la queue présentant un filament noir à son extrémité, (ii) des pattes arrières palmées de couleur sombre (ARNOLD & OVENDEN, 2002). Quelques individus ont alors été prélevés puis gardés quelques semaines en vivarium, au laboratoire, afin de constater la présence de reproduction. Des dépôts d'œufs sur les plantes aquatiques ont été rapidement observés (Figure 4). Les adultes ont été ensuite relâchés dans leur milieu d'origine et les œufs conservés jusqu'à leur éclosion. Les larves obtenues, toutes viables, ont également été relâchés sur le site de capture. Ceci atteste donc de la reproduction de ces Tritons palmés sous leur forme paedomorphique.

Une tentative d'évaluation de la taille de la population présente dans ce bassin de pluie autoroutier a alors été décidée au moyen d'une méthode de capture – marquage – recapture (NICHOLS, 1992 ; BEGON & TOWNSEND, 1998). Au cours de deux soirées de printemps, à deux semaines d'intervalle, les tritons ont été recherchés dans le bassin avec un effort correspondant à 30 minutes de prospection. Tous les individus capturés au cours de la première soirée (12/03/03) ont été légèrement endormis (MS 222, Novartis), mesurés puis marqués par ablation d'une phalange de la patte arrière gauche (HEYER *et al.*, 1994). Au total, 42 individus ont subi cette manipulation. La session de recapture a été menée 15 jours plus tard, le 27/03/03, avec le même effort de prospection. Au total, 67 individus ont été capturés mais aucune recapture n'a pu être obtenue. Ceci peut laisser supposer que la taille de cette population est importante et que l'effort de capture n'a pas été suffisant. Parmi les tritons capturés, environ 10 % étaient des adultes métamorphes. Des échanges semblent donc exister entre la population paedomorphe inféodée au site et des populations ou individus présents autour du bassin. De nombreux juvénile ayant accompli leur métamorphose, ont d'ailleurs pu être observés à l'automne quittant le bassin autoroutier. Les données démographiques et biométriques sont résumées dans le tableau I. Un sex-ratio très biaisé en faveur des femelles est constaté quelle que soit la cession de capture. La taille moyenne des individus paedomorphes du bassin de Grans correspond à celles qui ont été données dans la bibliographie pour des populations de même type (DESPAX, 1920 ; DODD & CALLAN, 1955 ; VAN GELDER, 1973 ; GABRION, 1976) (Figure 5). Nous constatons en particulier une taille

significativement plus importante ($p < 0,05$, Mann-Whitney U-test) des femelles ($67,3 \pm 5,02$ mm) par rapport aux males ($61,1 \pm 3,68$ mm).

DISCUSSION

Les populations de tritons paedomorphes sont souvent observées dans des milieux aquatiques plutôt stables (eau permanente) entourés par des milieux terrestres défavorables aux adultes (DUELLMAN & TRUEB, 1986; GRIFFITHS, 1996). La plupart des résultats expérimentaux montrent d'ailleurs que (i) une eau permanente, une faible densité d'individus ainsi qu'une quantité élevée de nourriture pouvaient conduire à la paedomorphose tandis que (ii) l'assèchement du milieu, des densités élevées d'individus ainsi que des conditions de jeûne conduisaient plutôt à la métamorphose (KALEZIC, 1996 ; DENOËL, 2003). Ce n'est cependant pas une règle stricte puisque des populations de Tritons alpestres paedomorphes ont été observées en Italie (GRIFFITHS, 1996) et dans les Alpes françaises (DENOËL, 2003) dans des milieux aquatiques temporaires. DENOËL (2003) a d'ailleurs démontré que des individus paedomorphes de Tritons alpestres pouvaient résister à la dessiccation de leur habitat et même se déplacer à travers un milieu terrestre pour rejoindre un habitat plus favorable sans perdre leurs caractères paedomorphes (*i.e.*, sans perte de leurs branchies). Les tritons adoptant la stratégie « paedomorphe » vont ainsi pouvoir éviter de dépenser de l'énergie pour accomplir leur métamorphose ou bien pour coloniser un milieu terrestre hostile, particulièrement quand les conditions de vie aquatiques apparaissent comme étant plus favorables aux tritons. C'est le modèle que WHITEMAN (1994) a décrit comme « l'avantage aux paedomorphes ».

La population découverte dans le bassin de pluie autoroutier de Grans s'est développée dans un habitat dont une grande partie reste en eau même au plus fort de l'été (ASF, *comm. pers.*). De plus, ce bassin est situé dans une matrice paysagère relativement contraignante pour les déplacements terrestres des amphibiens, à savoir la présence de routes à grande circulation. Une contrainte supplémentaire est liée au recouvrement du bassin par une bâche noire en PEHD aux pentes très inclinées (environ 110°) ; ceci entraîne (i) une température très élevée sur la partie non immergée de la bâche au cours de la journée (ii) un accès difficile au bassin du à la forte inclinaison de la pente ainsi qu'au revêtement synthétique lisse utilisé. Néanmoins, des échanges avec d'autres populations restent possibles puisque des individus métamorphes ont également été observés dans et autour du bassin, mais leur provenance n'a pu être déterminée. Une grande dalle en béton, peu inclinée (environ 35°), située au nord-ouest du bassin constitue en outre un accès privilégiés pour ces individus.

Le compartiment aquatique est particulièrement peu minéralisé et de très faibles traces de substances exogènes (*e.g.*, métaux lourds, herbicides et hydrocarbures) y ont été identifiées. Or, la faible conductivité de l'eau, et plus particulièrement le rapport des cations : $K^+ / Ca^{2+} + Mg^{2+}$ (GABRION *et al.* 1978), semblent jouer un rôle dans l'apparition de la paedomorphose. En revanche, la concentration moyenne de l'ion potassium (K^+) dans le bassin étudié ne représente que 6 % de la concentration globale en cations alors que GABRION (1978) avait régulièrement découvert des individus paedomorphes dans des eaux où K^+ pouvait représenter 35 à 40 % de la concentration globale en cations.

La dernière hypothèse pouvant expliquer la présence de ces individus paedomorphes dans ce bassin de pluie autoroutier est liée à l'aire de répartition du Triton palmé en France. En effet, le bassin de Grans se situe en limite méridionale de l'aire de répartition de cette espèce qui est d'ailleurs notée comme rare en Provence (ACEMAV, 2003 ; MIAUD & MURATET, 2004). Ce dernier ne trouve donc pas les conditions les plus favorables à sa présence en Provence, à savoir des milieux de plaines (généralement inférieurs à 500m) avec un couvert végétal important à proximité de sa zone de reproduction (ARNOLD & OVENDEN, 2002 ; ACEMAV, 2003).

CONCLUSION

Les prospections d'amphibiens réalisées dans des bassins de pluie autoroutiers du réseau des Autoroutes du Sud de la France ont permis la découverte d'une importante population de Tritons palmés paedomorphes, c'est à dire des tritons présentant des caractères juvéniles (*e.g.*, branchies) chez des adultes sexuellement matures (GOULD, 1977). La présence de cette population en Provence, en limite Sud-Est d'aire de répartition de l'espèce, semble être à la fois liée aux conditions hostiles du milieu terrestre environnant (routes fréquentées, sécheresse, revêtement synthétique lisse) ainsi qu'aux caractéristiques propres au bassin de pluie autoroutier (eau permanente, nourriture abondante, faible minéralité).

Il serait intéressant de prospecter les mares de la région PACA à la recherche du Triton palmé afin de vérifier si d'autres populations de ce type seraient susceptibles d'exister dans d'autres sites.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'une thèse financée par une bourse CIFRE (n° 609/2001) en collaboration avec les Autoroutes du Sud de la France (ASF). Je tiens à remercier Philippe CHAVAREN et Marc DESPREAUX (ASF, Direction de l'Environnement et du Développement Durable) pour leur aide dans la réalisation de cette étude. Je tiens également à particulièrement remercier Christiane JAKOB pour son aide à la fois sur le terrain et au laboratoire ainsi que Nicolas VINCENT-MARTIN, Laurent TATIN pour leur aide efficace sur le terrain et MARIE BOURJADE pour sa relecture du manuscrit.

Protection des espèces : Arrêté préfectoral d'autorisation de capture d'amphibiens datant du 11 Avril 2003.

Remarque importante : Le site étudié est une propriété privée appartenant à la société des Autoroutes du Sud de la France (ASF). L'accès y est donc formellement interdit et soumis à autorisation.

REFERENCES

- ACEMAV coll., 2003.- *Les amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Duguet. R. & Melki, F. (éds). Biotope, Mèze, 480 p.
- ARNOLD N. et OVENDEN D., 2002.- *Reptiles and Amphibians. Britain and Europe*. HarperCollinsPublishers, London, 288 p.
- BEGON M.E. et TOWNSEND C.R., 1998.- *Ecology*. Heidelberg, Berlin, Spektrum Akademischer Verlag, 380 p.
- DENOËL M., 2003.- How do paedomorphic newts cope with lake drying ?. *Ecography*, 26 : 405-410.
- DESPAX R., 1920.- Contribution à l'étude de la faune pyrénéenne : le triton palmé dans les Pyrénées. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 48 : 47-55.
- DODD J.M. et CALLAN H.G., 1955.- Neoteny with goiter in *Triturus helveticus*. *Quarterly Journal of Microscopy Science*, 96 : 121-128.
- DUELLMAN W.E. et TRUEB L., 1986.- *Biology of amphibians*. McGraw-Hill, New York, 670 p.
- GABRION J., 1976.- *La néoténie chez Triturus helveticus Raz. Etude morphofonctionnelle de la fonction thyroïdienne*. Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 489 p.
- GABRION J., SENTAIN P. et GABRION C., 1978.- Les populations néoténiques de *Triturus helveticus* Raz. des Causses et du Bas-Languedoc. II Ecologie. *La Terre et la Vie*, 32 : 577-606.

VAN GELDER J.J., 1973.- Ecological observations on Amphibia in the Netherlands. II. *Triturus helveticus* Razoumowski : migration, hibernation and neoteny. *Netherlands Journal of Zoology*, 23 : 86-108.

GOULD S.J., 1977.- *Ontogeny and phylogeny*. Belknap Press, 502 p.

GRIFFITHS R.A., 1996.- *Newts and Salamanders of Europe*. Poyser Natural History, London, 188 p.

HEYER W.R., DONELLY M.A., Mc DIARMID R.W., HAYEK L.-A.C. et FOSTER M.S., 1994.- *Measuring and Monitoring biological diversity: Standard methods for Amphibians*. Biological Diversity Handbook Series. Washington, Smithsonian Institution press, 364 p.

KALEZIC M.L., 1996.- Alternative life-history pathways: paedomorphosis and adult fitness in European newts (*Triturus vulgaris* and *T.alpestris*). *Journal of Systematic Evolutionary research*, 34: 1-7.

MIAUD C. et MURATET J., 2004.- *Identifier les œufs et les larves des amphibiens de France*. INRA éditions, Paris, 200 p.

NICHOLS J.D., 1992.- Capture-Recapture Models. *Bioscience*, 42(2): 94-102.

ROSENKILDE P. et PHAFF USSING A., 1996.- What mechanisms control neoteny and regulate induced metamorphosis in urodeles ?. *International Journal of Developmental Biology*, 40: 665-673.

SCHER O. et THIÈRY A., 2004.- Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du sud-est de la France. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, (sous presse).

WHITEMAN H.H., 1994.- Evolution of facultative paedomorphosis in salamanders. *The Quarterly Review of Biology*, 69(2) : 205-221.

TABLEAUX

Tableau I : Données démographiques et biométriques de la population étudiée.
Demographic and biometric data of the studied population.

	Données démographiques	
	Rapport (%) Métamorphes/Paedomorphes	Rapport (%) Males/Femelles
Session de capture n°1 (n=42)	10,53	8,57
Session de capture n°2 (n=67)	9,84	24,49
	Données biométriques	
	males (n=15)	femelles (n=45)
Moyenne de la longueur museau-anus (mm)	32,97	35,98
Moyenne de la longueur totale (mm)	61,1	67,33

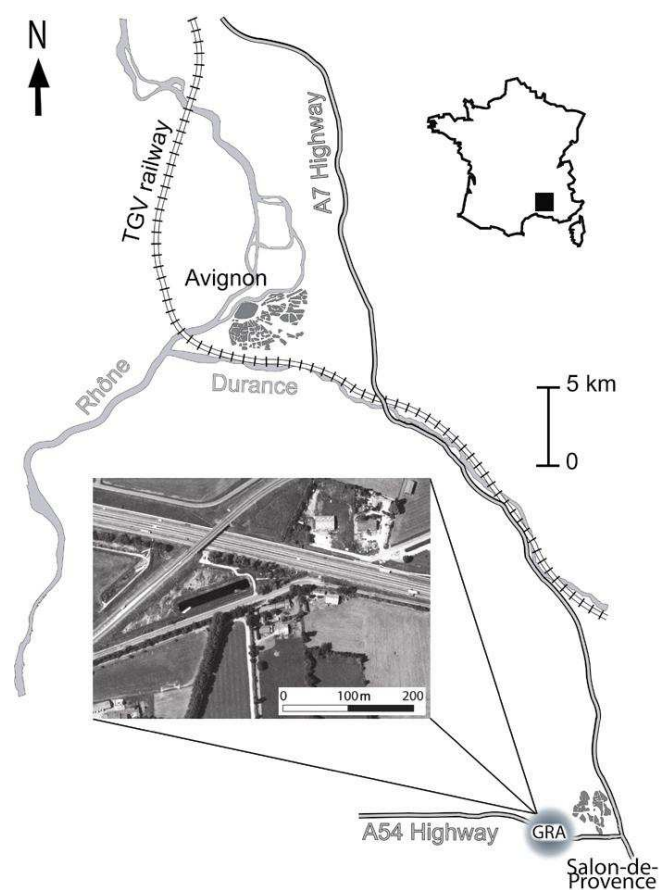


Figure 1 : Localisation du bassin de pluie autoroutier étudié.
Localisation of the studied stormwater retention pond.

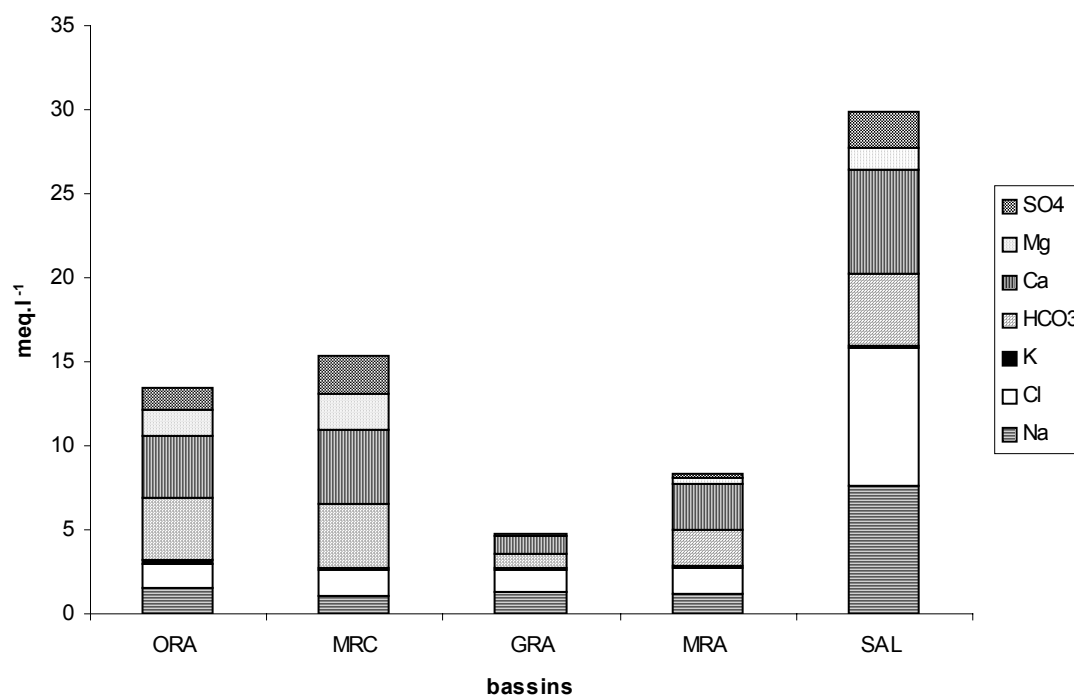


Figure 2 : Comparaison des moyennes des principaux ions du bassin de Grans (GRA) avec les autres bassins de pluie autoroutiers étudiés.
Comparison of means of the main ions of Grans (GRA) pond with the others studied stormwater retention ponds.



Figure 3 : Photo d'un Triton palmé paedomorphe montrant ses branchies. © O. Scher
 Photo of a paedomorphic Palmate newt showing its gills.

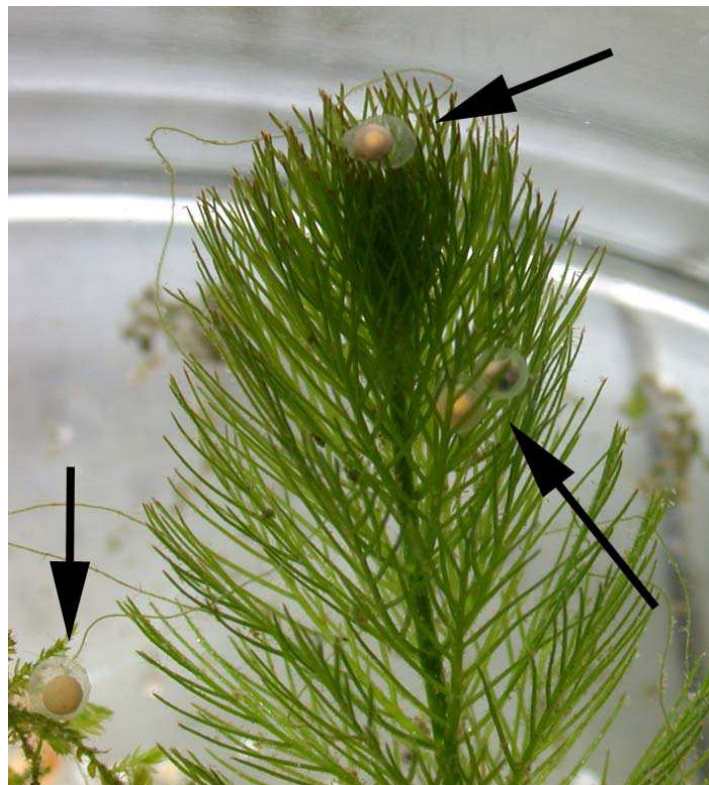


Figure 4 : Photo d'une ponte de Triton palmé paedomorphe. © O. Scher
 Photo of paedomorphic Palmate newt clutch.

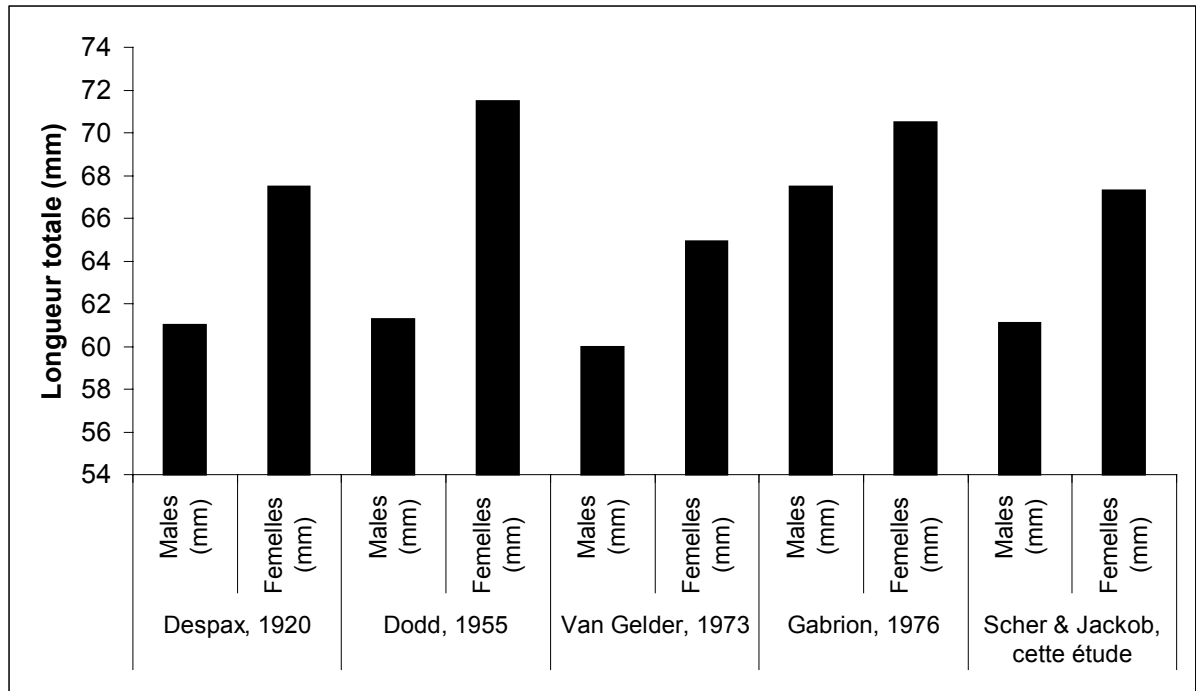


Figure 5 : Tailles moyennes des Tritons palmés paedomorphes trouvés dans la littérature.
Mean lengths of paedomorphic Palmate newts found in literature.

Stormwater detention ponds as biodiversity islands ?

Olivier SCHER¹, Philippe CHAVAREN², Marc DESPREAUX² & Alain THIÉRY¹

¹Université de Provence, Laboratoire de biologie animale, E.R. Biodiversité et Environnement, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille CEDEX 3. (olivier.scher@netcourrier.com)

²ASF - DEDD, Quartier St-Anne, A7, échangeur d'Avignon Nord, Védène, 84967 Le Pontet cedex, France

Publié dans *Archives des Sciences* (2004) 57 : 121 – 130

Highway stormwater detention ponds as biodiversity islands?

Olivier SCHER¹, Philippe CHAVAREN², Marc DESPREAUX² and Alain THIÉRY¹

Manuscript received November 3, 2004, accepted December 20, 2004

Abstract

The European Directive on urban wastewater treatment voted in 1991, compelled industries to deal with their wastewater. As a result, highways companies had to dig stormwater detention ponds alongside roads mainly in order to catch and treat road runoff. These stormwater ponds were quickly and largely colonised by aquatic organisms while they were only designed for a technical purpose. But if many of them have been dug all over Europe, their use by wildlife remains poorly studied.

This article aims at taking stock of the role of highway stormwater detention ponds for biodiversity by (i) reviewing the knowledge on the chemical contamination found into it and (ii) addressing the problem of the use of these stormwater ponds by wildlife. The discussion is based on a survey conducted during one year (2002 – 2003) on six highway stormwater detention ponds situated in south-eastern France.

Keywords: Highway, Stormwater detention pond, Biodiversity, Freshwater organisms

Abbreviations: PEHD: high density poly-ethylene

Résumé

Les bassins de rétention autoroutiers: des îlots de biodiversité?

La directive européenne relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, votée en 1991, impose aux industries de traiter leurs eaux résiduaires. Par conséquent, les sociétés autoroutières ont été obligées de creuser des bassins de rétention le long des routes afin de recueillir et de traiter les eaux de ruissellement. Ces bassins, conçus uniquement à des fins techniques, ont été rapidement et amplement colonisés par les organismes aquatiques. Même si de nombreux bassins ont été creusés dans toute l'Europe, peu d'études ont été consacrées à leur utilisation par la faune sauvage.

Cet article vise à évaluer le rôle des bassins de rétention autoroutiers pour la biodiversité (i) en faisant le bilan des connaissances relatives aux contaminations chimiques dans ces milieux et (ii) en abordant la problématique de l'utilisation de ces réservoirs par la faune sauvage. L'étude est basée sur le suivi durant une année (2002 – 2003) de six bassins de rétention autoroutiers du sud-est de la France.

Mots-clés: Autoroute, bassin de rétention, biodiversité, organismes d'eau douce

Abbréviations: PEHD: polyéthylène de haute densité

Introduction

The last centuries have seen a major artificialisation of natural ecosystems. For example, in France, between 1992 and 2002, the surface covered by buildings increased by 12%, by roads and car parks by 10% and by gardens by 17% (IFEN 2003). This landscape modification, since the XXth century, also affected wetlands, which disappeared in a proportion of 90% in the Mediterranean region (Papayannis and

Salathé 1999) and from 40% to 90% in northern European countries (Hull 1997). This drop was similarly observed with small wetlands such as ponds which are defined by Collinson et al. (1995) as waterbodies between 1 m² and 2 ha which usually retain water throughout the year. On the opposite, many man-made ponds have been built in order to treat waste waters or solely for leisure activities (e.g. golf, ornamental garden). Moreover, the urban development (leading to the soil waterproofing) and an

¹ Université de Provence, E.R. Biodiversité et Environnement, case 18, 3 place Victor Hugo, 13331 Marseille, France, olivier.scher@netcourrier.com

² ASF - DEDD, Quartier St-Anne, A7, échangeur d'Avignon Nord, Vedène, 84967 Le Pontet cedex, France

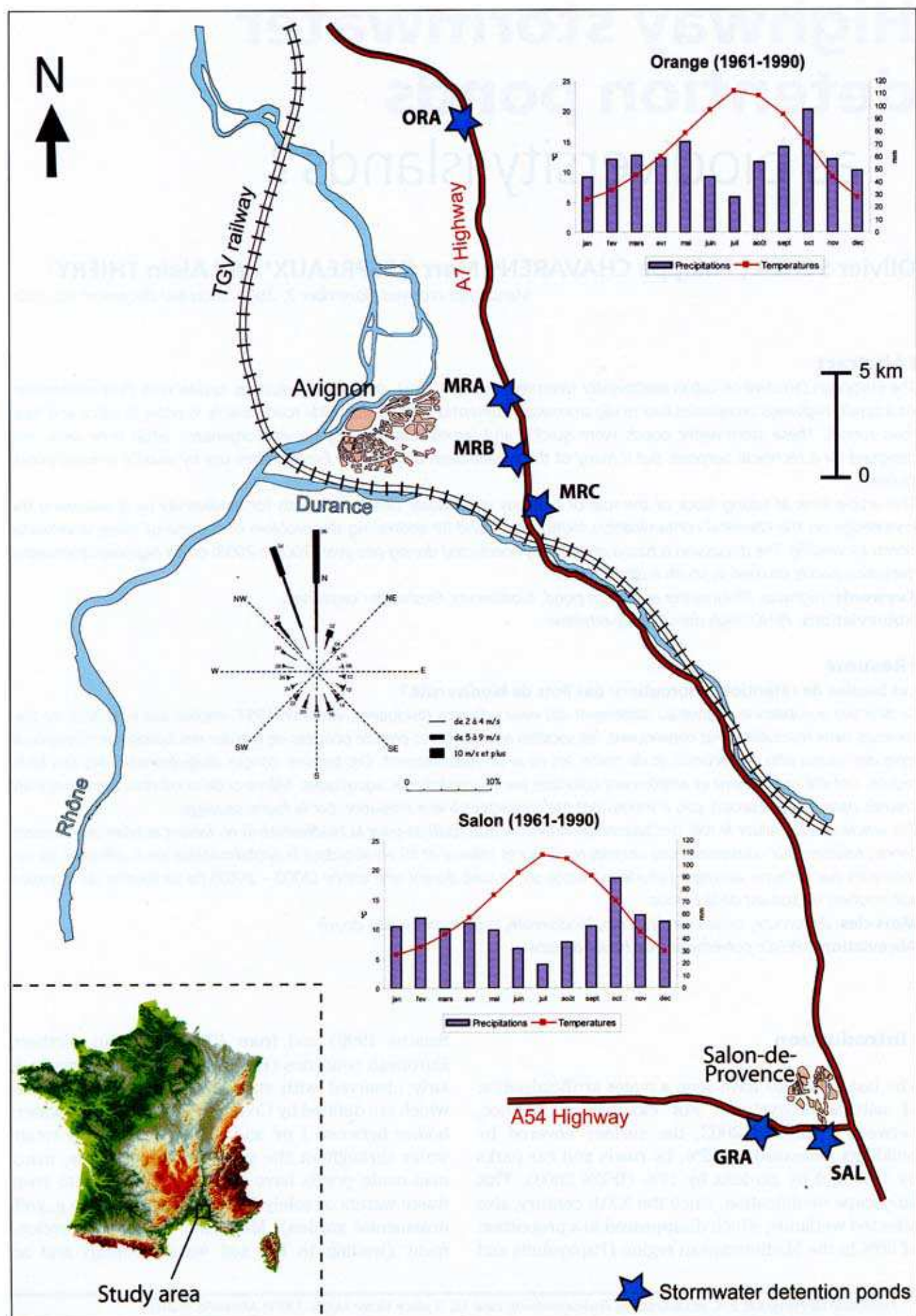


Fig. 1: Map of the study area showing sampling sites and climatic data (Mediterranean region)

increasing vehicle traffic have conducted to an increase of pollutant deposition on roads leading to a contamination of water and soil by contaminated runoff. In 1991, the European Directive on urban wastewater treatment (Directive 91/271/CEE 1991), transcribed by the French Water Act (n° 92-3, 1992) was voted. This act compelled industries to deal with their wastewater. Then highways companies had to dig stormwater detention ponds alongside roads in order to catch and treat road runoff.

A stormwater detention pond can be defined as a part of a drainage system, which objectives aiming at (1) reducing the peak flow associated with large storm events, (2) preventing water from chronic road pollution (i.e. trace metals, hydrocarbons) and (3) preventing water from exceptional contamination (e.g. industrial chemicals spread on road surface after an accident). Most of the constructed ponds are designed to maintain a permanent pool of water and to retain a certain amount of storm runoff (Maestri and Lord 1987). In order to waterproof the pond, an artificial plastic membrane (PEHD) is laid on the ground and then covered by a sediment layer. Size of the pond is designed to retain runoff for a sufficient period of time in order to allow sedimentation of pollutants or infiltration and sorption to sediments (Barbosa and Hvitved-Jacobsen 1999). Therefore, these habitats have been shown to be contaminated by trace metals (copper, lead and zinc mainly), hydrocarbons and herbicides (Pagotto 1999; Hares and Ward 1999; Legret 2001; Scher and Thiéry 2004) because of their role as road pollutants sink.

Despite their relative small size, ponds appear to be of high interest regarding the biodiversity they support (Biggs et al. 1994; Oertli et al. 2002) but have been poorly studied compared to rivers, streams or lakes (Williams et al. 2004; Wood et al. 2003). Moreover, even though their number increased in all landscapes, stormwater detention ponds have not gained much interest in the study of their use by wildlife (Wren et al. 1997; Bishop et al. 2000a, b) and particularly with regard to highway stormwater detention ponds that were designed for a technical purpose and not as substitution ponds (Scher and Thiéry 2004, in press). Nevertheless, some studies have shown the use of man-made ponds by amphibians (Hecnar and M'Closkey 1996; Hazell et al. 2004), adult dragonflies (Raab et al. 1996; Kadoya et al. 2004) or macroinvertebrates (Winfield Fairchild et al. 2000; Wood and Barker 2000; Solimini et al. 2003), which demonstrates the potential of these artificial habitats to hold ecological functions.

The purpose of this paper is to highlight the role of highway stormwater detention ponds for aquatic biodiversity. The paper is based on a study conducted in the Mediterranean region in 2002 and 2003. First, a review of the chemical contamination found in high-

way stormwater detention ponds is presented. Then, the role and the threat of these habitats for wildlife are discussed.

Experimental procedures

The current study was conducted in south-eastern France, in the Provence region (Fig. 1). This area is under the influence of a Mediterranean climate, which can be defined as an unique combination of hot and dry summers with humid and cold winters combined with a strong and cold northerly wind called *Mistral* (Blondel and Aronson 1999). Six stormwater detention ponds dug in 1993 (ORA, MRA, MRB, MRC) and 1996 (SAL, GRA) were surveyed every four weeks during one year (March 2002 to March 2003) for their physicochemical and biological characteristics (Fig. 2). These ponds were also chosen according to their bottom type (i) ponds with a PEHD membrane (MRA, GRA and SAL), (ii) ponds with a natural bottom (ORA, MRB and MRC). Physical and chemical parameters consisted of the measurement of temperature (°C), conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), dissolved oxygen (% saturation), water level (cm), main dissolved ions (mg/l), trace metals, i.e. cadmium, copper, lead and zinc ($\mu\text{g}/\text{l}$ in water column and mg/kg in dry sediment), total hydrocarbons (mg/l; mg/kg) and herbicides, i.e. glyphosate and atrazine ($\mu\text{g}/\text{l}$). Regarding biological data, amphibians, dragonflies, aquatic invertebrates and plants were surveyed. Detailed procedures for chemistry, amphibian and dragonfly sampling can be found in Scher and Thiéry (2005).

Aquatic invertebrates were sampled every four weeks in each stormwater detention pond. Two to three replicates (depending of the pond size) were collected using a hand-net (mesh size = 125 μm) with an opening of 21 cm. These replicates were randomly taken at each sampling date. Total distance swept by the net, from bottom to surface, was 4 m. First of all, invertebrate samples were preserved in the field in 5 % formaldehyde and then sorted in the laboratory and identified to the lowest practical taxonomic level according to Tachet et al. (2000). If most invertebrates were identified to species or genus level, some were only to family, so all identified macroinvertebrates will be called "taxa" in this study. Sorted samples were finally preserved in a 70% ethanol solution.

Results and discussion

Chemical background

Main physical and chemical characteristics of the six studied highway stormwater detention ponds are presented in Table 1. We particularly found significant concentrations of amino-methyl phospho-



Fig. 2: Surveyed highway stormwater detention ponds with (1) ORA, (2) MRA, (3) MRB, (4) MRC, (5) SAL and (6) GRA

nic acid (AMPA, the by-product of glyphosate molecule) all year-round in the water column. AMPA has been shown to be the second most common herbicide found in superficial water in France (IFEN 2004). If sediment contamination complies with what has been found in other studies (high levels of Zn and Cu *versus* low levels of Cd and Pb), water contamination by trace metals appears to be insignificant (dissolved trace metals were only detected twice in 15 samples per pond). This could

be explained by the lack of rainstorm events and by a dispersal of contaminated particles by wind (Scher and Thiéry 2005).

Roadside pollutants have been shown to have three main origins: vehicles, road materials (crash barrier, etc.) and dry or wet (dust or rain) atmospheric pollution (Forman et al. 2003). Highway companies also add chemicals by applying herbicides (glyphosate) for roadsides maintenance and by de-icing road surface in winter (NaCl increase in

Table 1. Mean and range values for chemical and physical characteristics in motorway stormwater retention ponds (ORA to GRA).

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA	
Water column	Temperature (°C)	13.7 (5.8-20.7)	17.9 (2.7-36.7)	18.7 (6.2-30.6)	16.8 (6.9-29.3)	15.3 (8.1-20.4)	17.6 (6.2-30.5)
	Conductivity (µS/cm)	686 (273-1102)	319 (203-1330)	1074 (830-1499)	828 (272-1631)	3482 (888-25 900)	303 (114-934)
	Dissolved oxygen (% saturation)	72.39 (5.23-150.99)	131.23 (82.51-231.03)	129.80 (9.60-235.97)	80.06 (22.53-178.66)	92.87 (12.65-219.18)	104.45 (40.32-178.86)
	Total carbonates (meq/l)	3.69 (1.74-6.48)	2.21 (0.89-3.58)	5.19 (3.21-6.88)	3.85 (1.60-5.70)	4.56 (2.58-5.65)	0.88 (0.08-1.74)
	Total chloride (meq/l)	1.40 (0.21-2.69)	1.62 (0.01-7.06)	1.62 (0.47-1.82)	1.49 (0.22-3.00)	8.16 (2.52-20.55)	1.38 (0.07-5.47)
	Nitrate nitrogen (meq/l)	0.06 (0-0.32)	0.005 (0-0.04)	0.05 (0-0.17)	0.01 (0-0.09)	0.10 (0-0.17)	0.01 (0-0.04)
	Hydrocarbons (mg/l)	0.14 (0-0.82)	0.04 (0-0.31)	0.23 (0-0.36)	0.08 (0-0.44)	0.08 (0-0.44)	0.07 (0-0.42)
	Glyphosate (µg/l)	1.18 (0-9.78)	0.40 (0-3.9)	0.36 (0-2.02)	0.27 (0-2.28)	0.37 (0-0.97)	0.21 (0-0.98)
	AMPA (µg/l)	0.70 (0-4.35)	0.29 (0-3.58)	0.28 (0-2.02)	0.26 (0-1.16)	0.39 (0-1)	0.17 (0-0.28)
Sediment	Hydrocarbons (mg/kg)	74.3 (23-130)	12.65 (3.6-21)	87.4 (14-120)	12.2 (0-19)	333 (200-570)	176.7 (100-220)
	Cadmium (mg/kg)	3.93 (0-4.5)	2.63 (0-3.3)	2.16 (0-3.5)	2.33 (0-2.6)	2.7 (0-4)	1.77 (0-2.1)
	Copper (mg/kg)	69.75 (40-130)	157.5 (150-180)	230 (210-270)	*143.3 (120-160)*	185 (170-190)	137.5 (120-150)
	Lead (mg/kg)	89 (1-160)	53.5 (6-84)	44.46 (2-96)	27.6 (1-59)	76.8 (3-120)	89.8 (1-140)
	Zinc (mg/kg)	118.3 (49-210)	270 (200-410)	174 (120-210)	107.2 (86-160)	390 (350-430)	640 (540-730)
	Surface area (ha)	0.25	0.11	0.3	0.34	0.03	0.19
	Maximum depth (cm)	120	40	80	150	60	140
Hydrology	near-permanent*	seasonal*	permanent	near-permanent*	permanent	near-permanent*	
* according to the classification of temporary wetlands by Yavuzowski et al. (2004)							

* according to the classification of temporary wetlands by Yaverkovski et al. (2004)

water). Many studies focused on the identification and quantification of pollutants caught by these stormwater detention ponds and particularly the efficiency of these systems for pollution removal (Lee et al. 1997; Barbosa and Hvitved-Jacobsen 1999; Legret and Pagotto 1999; Lundberg et al. 1999; Legret 2001; Mallin et al. 2002). They concluded that trace metal elements, total hydrocarbons and total suspended solids were the main contaminants found in highway ponds.

When looking at the elements carried by road runoff, zinc (originated from galvanised crash barrier, tyre wear and vehicle brake), lead (originated mainly from fuel combustion), copper (originated from vehicle brake) and cadmium (originated from tyre wear) appear to be the most common metallic pollutants. This metallic pollution is mainly transported under a particulate form with a proportion of 95% for Pb, 65% for Cu, 60% for Cd and 50% for Zn (Legret, 2001). Particulates rapidly settle in pond sediment that is functioning as a sink for trace metals (Stead-Dexter and Ward 2004). The measure of total trace metal concentration in sediment does not give much information on their environmental impact. Peltier et al. (2003) who studied the zinc and lead sequestration in an polluted wetland showed that these two elements rapidly formed strong sulfides complex that were mostly bio-unavailable because of low equilibrium dissociation constants. However, resuspension phenomenon may allow the mobility and then bio-availability of these contaminants, particularly through aquatic macrophyte sorption (Peltier et al. 2003) or through soil pH modification (Barbosa and Hvitved-Jacobsen 1999).

If road runoffs have been shown to carry many pollutants, wind also plays a key role in particles dispersion. Most of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), indeed, dispersed by wind and traffic turbulences end up alongside roads (Koeleman et al. 1999), which is confirmed by high level of contamination found in roadside soil (Lee et al. 1997). However, Legret (2001) highlighted the fact that barely 10% of lead and copper released by transport activity were carried by runoff, retained by road porous surface or deposited alongside roads when looking at the produced quantities on roads. This proportion was about 60% for zinc and was not estimated for cadmium. This may be explained by a wide dispersion of trace metals in atmosphere or by an overestimation of source loads linked to road uses. A wind dispersion was pointed out by Hamers et al. (2002) when they studied small mammals contamination by road pollutants. They observed that the strongest contamination by PAH was recorded at the most distant studied site (5 km) from the highway. This resulted from an input of airborne pollutants deposited on plant surfaces.

If a contamination of stormwater ponds water and sediment by transport by-products has been well documented, mechanisms that drive pollutants transfer to the natural ecosystem remain poorly understood and need to be more investigated.

Can we consider highway stormwater detention ponds as Biodiversity islands ?

The digging of many stormwater detention ponds, about one every two or three kilometres along highways, led to the creation of numerous new small

Table 2. List of macrophyte species found in surveyed stormwater detention ponds

	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	Total
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	+	+	+			3
<i>Chara globularis</i> Thuill.			+		+	2
<i>Chara intermedia</i> Braun.	+					1
<i>Chara vulgaris</i> L.	+	+	+		+	4
<i>Iris pseudacorus</i> L.	+					1
<i>Juncus glaucus</i> Sibth.	+					1
<i>Lemna minor</i> L.	+					1
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.			+			1
<i>Phragmites communis</i> Trin. ex Steud.	+					1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	+					1
<i>Potamogeton natans</i> Thunb.			+			1
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.			+		+	2
<i>Ranunculus aquatilis</i> Neck.		+				1
<i>Scirpus holoschoenus</i> L.	+		+			2
<i>Scirpus lacustris</i> L.	+		+			2
<i>Typha angustifolia</i> L.	+	+	+	+		4
<i>Typha latifolia</i> L.	+		+	+		3
Total	12	4	10	2	3	

wetlands with perennial water, where no one existed before. For example, a comparison between a 1:20 000 scale map of the studied zone drawn in 1944 and the current one (2001) showed a 480% increase in number of ponds in the studied area, consisting of urban retention ponds, stormwater detention ponds and golf ponds. The accumulation of organic sediments carried by runoff in these ponds has probably allowed the development of aquatic macrophyte and invertebrate species leading to the attraction of vertebrates to the site. Our study area is characterised by its unpredictable rainstorm frequency, which can lead to a quick filling of the pond or to long periods of drought. That could explain the lack of natural permanent ponds, all being temporary ponds in *Provence* (Blondel and Aronson 1999; Grillas et al. 2004).

Bishop et al. (2000a, b) in their study of 15 stormwater detention ponds in Ontario region concluded that vertebrate species they found were typical of urban environments. But they observed that some stormwater ponds could attract similar numbers of bird species as other small wetlands. As for birds, amphibians were attracted by these created habitats but ponds were rated as "low" or "medium" in terms of species richness when compared to natural habitats found in the study region. They particularly highlighted the lack of suitable habitats (in terms of breeding, foraging or resting sites) surrounding stormwater ponds. They also noticed an impact of urban pollution on macroinvertebrate biodiversity, revealed by the dominance of one or two taxa in the most polluted sites and a moderate community richness of benthic invertebrates.

We did not observe such contrasted results in our study of Mediterranean stormwater ponds (Scher and Thiéry 2005). We firstly found significant differences in macrophyte species richness (Table 2) linked to the bottom type of the pond (one-way ANOVA, $F=57.6$; $p<0.01$). As regards to amphibians (Table 3), these stormwater ponds were largely colonised by opportunistic and anthropophilous species such as *Rana perezi-ridibunda-graffi* (as defined by Crochet et al. 2004) or *Hyla meridionalis*, agreeing with observations of Bishop et al. (2000a). But about 50 % of species potentially found at the regional scale were sometimes found with large populations (*Triturus helveticus* and *Pelodytes punctatus*). This clearly highlights the use of these habitats by amphibians. But the pond's surrounding habitat appeared to be a key factor to explain amphibian richness as demonstrated by several authors (Joly et al. 2001; Beja and Alcazar 2003; Joly 2004). When looking at dragonfly communities (Table 3), differences were noticed. Actually, species richness can be considered as "high" because a total of 29 species were observed accounting for 60% of the potential species found at the regional scale. Moreover, if two regionally common species appeared to be rare in stormwater ponds (*Orthetrum coerulescens* and *Coenagrion mercuriale*), four regionally rare species seemed to be favoured by these habitats (*Ischnura pumilio*, *Erythromma viridulum*, *Sympetrum sanguineum* and *Aeshna affinis*). Dragonfly species richness seemed to be mainly explained by (i) the pond area (higher in larger ones), (ii) the bottom type (higher when natural bottom occurs) and (iii)

Table 3. List of Amphibian and Dragonfly species found in surveyed stormwater detention ponds.

	ORA	MRA	MRB	MRC	SAL	GRA	
Species	AMPHIBIAN						Total
<i>Rana ridibunda</i> (Pallas, 1771)	+	+	+	+	+	+	6
<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)		+	+	+	+	+	5
<i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)				+			1
<i>Bufo calamita</i> (Laurenti, 1768)				+			1
<i>Triturus helveticus</i> (Razoumowsky, 1789)		+				+	2
Total	1	3	2	4	2	3	
Species	DRAGONFLY						Total
<i>Lestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)		+	+	+	+		4
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1835)		+	+				2
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	+	+		+		+	4
<i>Cercion lindenii</i> (Sélys, 1840)	+	+	+			+	4
<i>Ceragrion tenellum</i> (Villers, 1789)	+		+				2
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	+		+				2
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)	+		+	+			3
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)				+			1
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)				+		+	2
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	+		+	+	+	+	5
<i>Ishnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+	+	+	6
<i>Ishnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	+	+		+	+	+	5
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)				+			1
<i>Aeshna affinis</i> (Vander Linden, 1820)	+	+	+	+			4
<i>Aeshna isoceles</i> (Müller, 1767)			+	+			2
<i>Anax imperator</i> (Leach, 1815)	+		+	+	+	+	5
<i>Anax parthenope</i> (Sélys, 1839)	+	+	+	+		+	5
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	+	+	+	+	+	+	6
<i>Libellula fulva</i> (Müller, 1764)					+		1
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Linné, 1758)			+	+			2
<i>Orthetrum albistylum</i> (Sélys, 1848)	+						1
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	+	+	+		+		4
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linné, 1758)	+	+	+	+		+	4
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)			+				1
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Sélys, 1841)			+				1
<i>Sympetrum fonscolombei</i> (Sélys, 1840)		+	+	+	+	+	5
<i>Sympetrum meridionale</i> (Sélys, 1841)	+						1
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	+	+	+	+		+	5
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	+	+	+	+	+	+	6
Total	18	14	21	19	10	13	

by the macrophyte species richness (higher in dragonfly richest ones). As opposed to amphibians, dragonflies can easily colonise new habitats because of their flight ability and they do not seem to be disturbed by obstacles such as roads. Moreover, most of studied highway stormwater detention ponds contain perennial water, even during dry summers, which allow the survival and larval development of many organisms. We can then consider these man-made habitats as real refuges for dragonfly species.

Macroinvertebrate and plankton assemblages were characterised by a low number of taxa (50 ± 7 taxa) and by about 50% of taxa common to the five

stormwater ponds (MRB pond was excluded from analysis because it was not sorted). Firstly we used a Jaccard coefficient of similarity to assess relationships between stormwater ponds. Ponds that were geographically nearby seemed to be more similar (Fig. 3). But if we look at pond age, we observe a significant relationship between age and taxon richness (one-way ANOVA, $F=14.935$; $p<0.05$) and a non significant one for bottom type and macrophyte richness. This highlights the importance of time to observe an increase of communities richness as previously shown for water beetles by Winfield Fairchild et al. (2000) or for dragonflies by Kadoya et al.

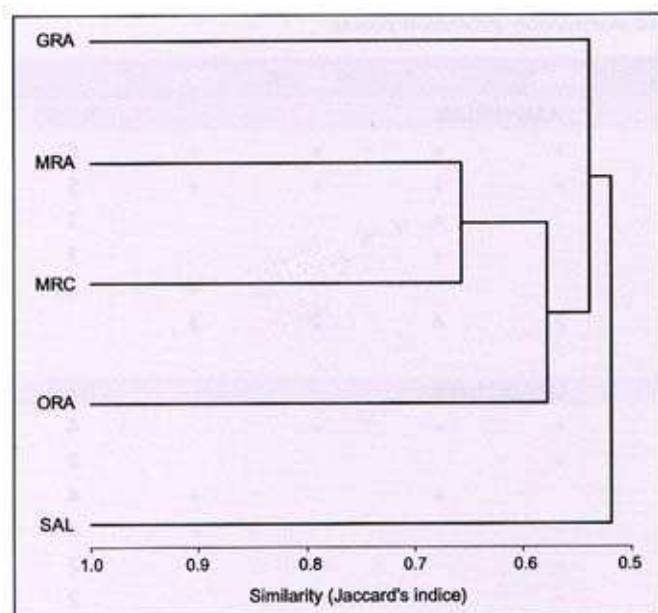


Fig. 3: Hierarchical classification of ponds in relation to their invertebrate communities similarity (Jaccard coefficient of similarity)

(2004). We then compared taxa assemblages found in stormwater detention ponds with the ones found in three protected temporary ponds localised in the Provence region, away from any road (Thiéry 2002). Moreover, these three temporary ponds are isolated and separated from each other by one to three kilometres. We particularly looked after Coleoptera (active dispersers) and Cladocera (passive dispersers) taxa (Fig. 4). We did not find any difference with Coleoptera taxa richness in stormwater ponds versus temporary ponds (Mann-Whitney U-test) whereas differences appeared concerning Cladocera taxa richness (Mann-Whitney U-test, $p < 0.05$). Temporary ponds had the highest Cladocera taxa richness (12.3 ± 0.58) versus stormwater ponds (7.4 ± 2.61). As for dragonflies, Coleoptera can easily colonise new waterbodies, but their taxa richness has been shown to be correlated to pond size and habitat permanence (Rundle et al. 2002). Their colonisation of stormwater detention ponds does not seem to be disturbed by road or urban obstacles. But two stormwater detention ponds, GRA and SAL, exhibited a really poor coleopteran richness. This could be explained by a lack of other waterbodies in the surrounding area. As for Cladocera, Bilton et al. (2001) showed that passive dispersal could occur through wind and animal vectors. The studied stormwater ponds are protected from most intrusion (animal or human) by a steel fence and most of them are also surrounded by cypress hedge (used in Provence to "cut" the wind strength). Moreover a few vertebrates were observed in them and consisted mainly of birds (*Anas platyrhynchos*, *Tachybaptus ruficollis*, *Larus ridibundus*, *Ardea cinerea* and *Gallinula*

chloropus) whereas only one mammal was observed (*Myocastor coypus*). Finally, the isolation of stormwater detention ponds and their little use by birds could explain the low cladoceran taxa richness observed in each of them, while dispersal in temporary ponds appears to be easier (high connectivity between sites and no anthropogenic obstacles). But, if the cladoceran richness can be described as "low", it is interesting to note that about 43% of cladoceran taxa were only found once per pond, which should be underlined in term of biodiversity.

Conclusion

Our study focused on the biodiversity and functions of highway stormwater detention ponds. These freshwater habitats, despite their large number in our urban landscape, remain poorly studied. In the Mediterranean region, these ponds offer favourable conditions for aquatic organisms in terms of perennial water, macrophyte cover and food. Moreover, the chemical assessment of water and sediment conducted between March 2002 and March 2003 in six stormwater detention ponds showed a very limited contamination of the water column (mainly impacted by glyphosate) whereas high concentration of copper and zinc were found in sediment. But this pollution appeared to be highly reduced when compared to studies conducted out of the Mediterranean region. This study clearly showed the use of such constructed habitats by aquatic wildlife and particularly the quality of dragonfly assemblages that colonised them. Nevertheless, the small number of surveyed stormwater detention ponds does not allow us to conclude on the importance of these habitats in term of

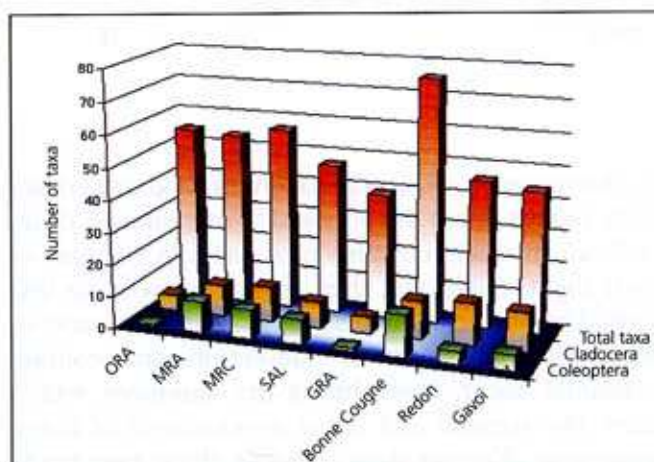


Fig. 4: Histogram of colepteran, cladoceran and total taxa richness of surveyed stormwater detention ponds (ORA, MRA, MRC, SAL and GRA) versus natural temporary ponds (Bonne Cougne, Redon and Gavoti)

biodiversity conservation. So it would be of high interest to engage biodiversity inventories in these stormwater ponds at a larger scale in order to (i) clarify the importance of these habitats for wildlife at the regional scale and (ii) suggest management practices "biodiversity-friendly" to highway companies. But, at the same time, we can also wonder whether favouring biodiversity in such habitats would be perspicacious. Whatever we do, wildlife already uses highway stormwater detention ponds and a knowledge of these habitats is still lacking.

Acknowledgements

This study was undertaken as a part of O Scher PhD and was funded by a grant (n° 609/2001) by the Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) and the Société des Autoroutes du Sud de la France (ASF). We would like to thank Jean-François Mauffrey and Gabriel Nève (Université de Provence) and Philippe Cecchi (IRD, Burkina Faso) for their helpful comments on an earlier version of the manuscript. We also thank Marlene Hellman for her correcting of the English writing and Mathieu Luglia for his help on the field.

References

- BARBOSA AE, HVTIVED-JACOBSEN T. 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Science of The Total Environment* 235: 151-159.
- BEJA P, ALCAZAR R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317-326.
- BIGGS J, CORFIELD A, WALKER D, WHITFIELD M, WILLIAMS P. 1994. New approaches to the management of ponds. *British Wildlife* 5: 273-287.
- BILTON DT, FREELAND JR, OKAMURA B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual review of Ecology and Systematics* 32:159-181.
- BISHOP CA, STRUGER J, BARTON DR, SHIROSE LJ, DUNN L, LANG AL, SHEPARD D. 2000a. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada* 35: 399-435.
- BISHOP CA, STRUGER J, BARTON DR, SHIROSE LJ, DUNN L, LANG AL, SHEPARD D. 2000b. Contamination and Wildlife communities in stormwater retention ponds in Guelph and the greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. *Water Quality Research Journal of Canada* 35: 437-474.
- BLONDEL J, ARONSON J. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*, Oxford University Press, Oxford.
- COLLINSON NH, BIGGS J, CORFIELD A, HODSON MJ, WALKER MJ, WHITFIELD M, WILLIAMS PJ. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74: 125-133.
- CROCHET PA, CHALINE O, CHEYLAN M, GUILLAUME CP. 2004. No evidence of general decline in an amphibian community of Southern France. *Biological Conservation* 119: 297-304.
- DIRECTIVE 91/271/CEE. 1991. Relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 30 Mai 1991 pp L 135/40-52.
- FORMAN RTT, SPERLING T, BISSONETTE JA, CLEVINGER AP, CUTSHALL CD, DALE VH, FAHRIG L, FRANCE R, GOLDMAN CR, HEANUE K, JONES JA, SWANSON FJ, TURRENTIN T, WINTER TC. 2003. *Road Ecology*. Island Press, Washington.
- GRILLAS P, GAUTHIER P, YAVERCOVSKI N, PERENNOU C. 2004. Mediterranean temporary pools. *Station biologique de la Tour du Valat*, Arles.
- HAMERS T, SMIT LAM, BOSVELD ATC, VAN DEN BERG JHJ, KOEMAN JH, VAN SCHOOTEN FJ. 2002. Lack of a distinct gradient in biomarker responses in small mammals collected at different distances from a highway. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43: 345-355.
- HARES RJ, WARD NI. 1999. Comparison of the Heavy Metal Content of Motorway Stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Science of the Total Environment* 235: 169-178.
- HAZELL D, HERO JM, LINDENMAYER D, CUNNINGHAM R. 2004. A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation* 119: 61-71.
- HECHER SJ, M'CLOSKEY RT. 1996. Species richness patterns of amphibians in south-western Ontario ponds. *Journal of Biogeography* 25: 763-772.
- HULL A. 1997. The pond life project: a model for conservation and sustainability. In: Boothby J (Ed.) *British pond Landscape*, Proceedings from the UK conference of the Pond Life project. Pond Life project, Liverpool, pp 101-109.
- IFEN (INSTITUT FRANÇAIS POUR L'ENVIRONNEMENT). 2003. L'artificialisation s'étend sur tout le territoire. *Les données de l'environnement* 80: 1-4.
- IFEN (INSTITUT FRANÇAIS POUR L'ENVIRONNEMENT). 2004. Les pesticides dans les eaux, Sixième bilan annuel, Données 2002. *Etudes et Travaux* N° 42.
- JOLY P, MIAUD C, LEHMANN A, GROBET O. 2001. Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15: 239-248.

- JOLY P. 2004. Fragmentation et Biodiversité. In: Gasser M, Varlet J, Bakalowicz M (Eds), Autoroutes et aménagements. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, pp 199-210.
- KADOYA T, SUDA SI, WASHITANI I. 2004. Dragonfly species richness on man-made ponds : effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research* 19: 461-467.
- KOELEMAN M, VAN DEN LAAK WJ, IETSWAART H. 1999. Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands – an overview. *Science of the Total Environment* 235: 347-349.
- LEE PK, TOURAY JC, BAILLIF P, ILDEFONSE JP. 1997. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Science of The Total Environment* 201: 1-15.
- LEGRET M, PAGOTTO C. 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment* 235: 143-150.
- LEGRET M. 2001. Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris.
- LUNDBERG K, CARLING M, LINDMARK P. 1999. Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. *Science of the Total Environment* 235: 363-365.
- MAESTRI B, LORD BN. 1987. Guide for mitigation of highway stormwater runoff pollution. *Science of The Total Environment* 59: 467-476.
- MALLIN MA, ENSIGN SH, WHEELER TL, MAYES DB. 2002. Pollutant removal efficacy of three wet detention ponds. *Journal of Environmental Quality* 31: 654-660.
- OERTLI B, AUDERSET JOYE D, CASTELLA E, JUGE R, CAMBIN D, LACHAVANNE JB. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.
- PAGOTTO C. 1999. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Ph.D Thesis, Université de Poitiers, Poitiers.
- PAPAYANNIS T, SALATHÉ T. 1999. Les zones humides méditerranéennes à l'aube du 21e siècle. MedWet, Tour du Valat, Arles.
- PELTIER EF, WEBB SM, GAILLARD JF. 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Advances in Environmental Research* 8: 103-112.
- RAAB R, CHOVANEC A, WIENER AK. 1996. Aspects of habitat selection by adult Dragonflies at a newly created pond in Vienna, Austria. *Odonatologica* 25(4): 387-390.
- RUNDLE SD, FOGGO A, CHOISEUL V, BILTON DT. 2002. Are distribution patterns linked to dispersal mechanism? An investigation using pond invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 47: 1571-1581.
- SCHER O, THIÉRY A. 2004. Communautés d'amphibiens des bassins d'eau de pluie autoroutiers du Sud-Est de la France. *Bulletin de la Société Herpétologique de France* 111-112: 25-36.
- SCHER O, THIÉRY A. 2005. Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551: 1-15.
- SOLIMINI AG, RUGGIERO A, BERNARDINI V, CARCHINI G. 2003. Temporal pattern of macroinvertebrate diversity and production in a new man made shallow lake. *Hydrobiologia* 505-509: 373-379.
- STEAD-DEXTER K, WARD NI. 2004. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the Total Environment* 334-335: 271-277.
- TACHET H, RICHOUX P, BOURNAUD M, USSEGLIO-POLATERA P. 2000. Invertébrés d'eau douce. CNRS Editions, Paris.
- THIÉRY A. 2002. Inventaire et expertise portant sur les invertébrés aquatiques, l'analyse de l'eau et les enjeux patrimoniaux des lacs de Bonne Cogne, Redon et Gavoti (Var). Site NATURA2000 FR9301621. Rapport DIREN PACA/CEEP.
- WILLIAMS P, WHITFIELD M, BIGGS J, BRAY S, FOX G, NICOLET P, SEAR D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329-341.
- WINFIELD FAIRCHILD G, FAULDS AM, MATTIA JF. 2000. Beetle assemblages in ponds: effect of habitat and site age. *Freshwater Biology* 44: 523-534.
- WOOD PJ, BARKER S. 2000. Old industrial mill ponds: a neglected ecological resource. *Applied Geography* 20: 65-81.
- WOOD PJ, GREENWOOD MT, AGNEW MD. 2003. Pond biodiversity and habitat loss in the UK. *Area* 35: 206-216.
- WREN CD, BISHOP CA, STEWART DL, BARRETT GC. 1997. Wildlife and contaminants in constructed wetlands and stormwater ponds: current state of knowledge and protocols for monitoring levels and effects in wildlife. Canadian Wildlife Service, Ontario region.
- YAVERCOSKI N, GRILLAS P, PARADIS G, THIÉRY A. 2004. Biodiversity and conservation issues. In: Grillas P, Gauthier P, Yavercovski N, Perennou C (eds.), Mediterranean temporary pools. Station biologique de la Tour du Valat, Arles.

DONNÉES CHIMIQUES BRUTES

Valeurs ioniques données en meq.L⁻¹

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (μS.cm ⁻¹)
12/03/2002	ORA	1,89	2,34	1,60	0,13	2,34	0,05	1,38	1,99	0,00	0,03	0,00	9,70	8,68	567
02/04/2002	ORA	1,51	2,55	1,90	0,15	2,11	0,04	1,77	2,23	0,00	0,04	0,00	12,50		620
23/04/2002	ORA	4,43	2,39	1,83	0,17	5,15	0,00	1,88	2,23	0,00	0,04	0,01	13,90		870
01/05/2002	ORA	2,67	2,56	1,96	0,19	3,16	0,00	1,77	2,19	0,00	0,03	0,00		8,17	735
01/06/2002	ORA	5,82	1,74	1,51	0,17	4,26	0,01	1,29	1,50	0,00	0,03	0,01	16,30	7,36	273
01/07/2002	ORA	2,75	2,88	2,75	0,71	4,20	0,00	2,60	0,51	0,00	0,00	0,01	20,70	7,15	837
01/08/2002	ORA	3,28	0,56	0,51	0,16	1,78	0,01	0,34	1,08	0,00	0,32	0,00	20,60	7,14	328
01/09/2002	ORA	3,05	1,24	0,48	0,13	2,88	0,00	0,33	0,75	0,76	0,02	0,02	19,50	7,70	471
12/09/2002	ORA	2,46	0,30	0,28	0,07	2,29	0,00	0,21	0,48	0,00	0,09	0,00			312
01/10/2002	ORA	4,93	1,29	1,05	0,22	4,90	0,00	0,86	1,13	0,00	0,03	0,00	15,60	6,90	685
29/10/2002	ORA	7,68	1,38	1,39	0,16	6,48	0,00	1,12	1,61	0,00	0,14	0,00	13,50	7,22	996
01/11/2002	ORA	6,77	1,13	1,30	0,23	6,46	0,00	0,87	1,23	0,00	0,00	0,00	12,20		819
01/12/2002	ORA	4,04	1,13	1,24	0,17	4,10	0,00	0,93	1,01	0,00	0,22	0,00	10,10	7,46	633
01/01/2003	ORA	1,56	0,32	2,53	0,07	1,74	0,00	2,34	0,18	0,00	0,00	0,00	8,50	7,04	686
01/02/2003	ORA	3,54	1,55	2,07	0,18	3,93	0,00	2,03	1,06	0,12	0,00	0,00	5,80	8,05	1044
01/03/2003	ORA	2,87	1,83	2,75	0,18	3,21	0,00	2,69	1,34	0,00	0,00	0,00	11,10	7,64	1102

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (μS.cm ⁻¹)
12/03/2002	MRA	1,96	0,27	0,62	0,07	2,00	0,00	0,68	0,11	0,00	0,01	0,00	14,40		292
01/04/2002	MRA	2,12	0,29	0,65	0,07	1,98	0,00	0,70	0,06	0,00	0,02	0,01	19,70	7,56	281
23/04/2002	MRA	1,82	0,30	0,77	0,07	2,05	0,01	0,65	0,03	0,00	0,00	0,00	22,40	7,52	250
01/05/2002	MRA	1,55	0,24	0,52	0,04	1,70	0,01	0,35	0,03	0,00	0,01	0,00	32,80	8,79	212
01/06/2002	MRA	1,37	0,20	0,33	0,01	1,62	0,01	0,12	0,03	0,00	0,00	0,00	27,20	8,56	203
01/07/2002	MRA	5,04	0,51	0,38	0,04	3,58	0,01	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	36,70	7,11	434
01/09/2002	MRA	2,20	0,31	0,40	0,16	1,04	0,01	0,48	0,89	0,00	0,00	0,00	32,40	8,59	311
12/09/2002	MRA	2,60	0,17	0,12	0,07	2,56	0,00	0,08	0,13	0,00	0,04	0,00			278
01/10/2002	MRA	3,17	0,28	0,27	0,09	3,42	0,00	0,09	0,02	0,00	0,00	0,02	20,60		336
29/10/2002	MRA	2,09	0,22	0,23	0,03	2,12	0,01	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	7,80	6,85	244
01/11/2002	MRA	3,21	0,46	0,41	0,07	3,26	0,00	0,16	0,16	0,00	0,00	0,00	11,20		370
01/12/2002	MRA	1,99	0,38	0,42	0,06	2,61	0,00	0,20	0,16	0,00	0,00	0,00	8,00	8,09	269
01/01/2003	MRA	2,51	0,52	2,72	0,06	2,54	0,00	3,77	0,13	0,00	0,00	0,00	9,00	7,49	1134
29/01/2003	MRA	4,35	0,87	3,40	0,07	2,29	0,00	6,02	0,00	0,00	0,00	0,00	5,20	7,73	1230
01/02/2003	MRA	3,42	0,81	3,27	0,10	1,72	0,00	5,49	0,27	0,00	0,00	0,00	2,70	8,05	1330
01/03/2003	MRA	3,43	0,80	3,91	0,07	0,89	0,00	7,06	0,24	0,00	0,00	0,00	17,70	7,30	1136

Valeurs ioniques données en meq.L-1

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (µS.cm ⁻¹)
01/03/2002	MRB	7,97	2,84	1,23	0,05	5,54	0,00	1,62	4,97	0,00	0,09	0,00	13		1236
01/04/2002	MRB	8,22	2,71	1,09	0,05	5,23	0,00	1,79	5,21	0,00	0,08	0,00	15,5		1024
24/04/2002	MRB	7,72	2,71	1,15	0,05	4,97	0,00	1,57	4,85	0,00	0,09	0,00	21,5		987
01/05/2002	MRB	8,92	2,41	1,04	0,06	5,28	0,01	1,82	5,32	0,00	0,17	0,00	25	7,72	1049
01/06/2002	MRB	6,20	2,06	0,94	0,04	4,46	0,01	1,35	3,77	0,03	0,00	0,01	26	7,29	904
01/07/2002	MRB	5,73	2,47	1,10	0,05	3,80	0,00	1,67	4,88	0,00	0,02	0,01	27,2	7,65	830
01/08/2002	MRB	5,48	2,38	1,14	0,07	3,54	0,01	1,69	4,20	0,00	0,04	0,00	26,4	7,26	884
01/09/2002	MRB	5,53	2,59	1,20	0,10	4,02	0,00	1,60	3,31	0,00	0,00	0,00	26,6	8,04	
12/09/2002	MRB	3,78	0,70	0,37	0,07	3,21	0,00	0,47	0,94	0,00	0,10	0,00			537
01/10/2002	MRB	8,04	2,73	1,23	0,08	6,88	0,00	1,55	3,19	0,00	0,12	0,00	23,3		1002
29/10/2002	MRB	7,98	2,62	1,12	0,06	5,76	0,00	1,50	3,89	0,00	0,00	0,00	16,2		1086
01/11/2002	MRB	8,71	3,33	1,21	0,05	6,77	0,01	1,39	4,44	0,00	0,08	0,00	13		1121
01/12/2002	MRB	7,94	2,83	1,17	0,06	6,16	0,00	1,34	4,13	0,00	0,00	0,00	9,5	7,44	1093
01/01/2003	MRB	4,56	1,86	2,87	0,11	4,52	0,00	3,05	2,38	0,00	0,00	0,00	10,1	7,51	1398
01/02/2003	MRB	7,74	3,21	1,32	0,02	6,84	0,00	1,57	4,19	0,00	0,02	0,00	7,9	8,07	1464
01/03/2003	MRB	8,26	2,86	1,45	0,05	6,06	0,00	1,96	4,61	0,00	0,00	0,00	13,7		1499

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (µS.cm ⁻¹)
01/03/2002	MRC	4,39	1,92	1,06	0,19	3,85	0,00	1,54	2,22	0,00	0,01	0,00	14,80	7,61	689
01/04/2002	MRC	5,06	2,17	1,12	0,19	4,54	0,00	1,55	2,09	0,00	0,03	0,00	16,50	7,55	772
24/04/2002	MRC	4,69	2,38	1,21	0,16	4,85	0,00	1,57	2,07	0,00	0,00	0,00	20,00	7,73	808
01/05/2002	MRC	4,22	2,37	1,28	0,13	3,72	0,01	1,57	2,03	0,00	0,01	0,00	26,50	8,01	741
01/06/2002	MRC	3,45	2,37	1,32	0,11	3,26	0,01	1,56	1,82	0,00	0,00	0,01	26,30	7,99	686
01/07/2002	MRC	3,27	2,88	1,64	0,08	3,50	0,01	1,96	2,02	0,00	0,00	0,00	29,30	8,32	715
01/08/2002	MRC	1,94	3,27	2,14	0,06	2,64	0,01	3,00	2,73	0,00	0,00	0,00	24,60	8,78	764
01/09/2002	MRC	2,38	0,62	0,24	0,15	1,60	0,01	0,22	1,09	0,00	0,09	0,00	17,90	7,78	332
12/09/2002	MRC	2,17	0,54	0,23	0,11	2,02	0,00	0,30	0,64	0,00	0,00	0,00			300
01/10/2002	MRC	3,52	0,91	0,37	0,14	3,62	0,00	0,46	0,66	0,00	0,00	0,00	15,20		471
29/10/2002	MRC	3,93	1,14	0,46	0,14	3,56	0,00	0,63	0,82	0,00	0,00	0,00	13,70		549
01/11/2002	MRC	5,48	1,68	0,76	0,09	3,79	0,00	1,01	1,87	0,00	0,00	0,00	11,60		669
01/12/2002	MRC	6,54	2,66	1,12	0,07	5,02	0,00	1,51	3,46	0,00	0,00	0,00	7,60	7,75	964
01/01/2003	MRC	5,47	2,04	1,87	0,06	4,97	0,00	2,39	2,50	0,00	0,00	0,00	8,90	7,27	1530
01/02/2003	MRC	6,16	3,17	1,25	0,03	4,98	0,00	1,84	3,87	0,40	0,00	0,00	6,90	7,46	1629
01/03/2003	MRC	7,63	4,38	1,93	0,04	5,70	0,00	2,66	5,94	0,00	0,00	0,00	12,00	7,58	1631

Valeurs ioniques données en meq.L-1

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (µS.cm ⁻¹)
01/03/2002	SAL	7,41	1,49	9,96	0,06	5,52	0,00	9,88	2,28	0,00	0,15	0,00	15,20	7,64	1898
01/04/2002	SAL	7,60	1,53	6,34	0,05	5,54	0,10	8,97	2,75	0,00	0,17	0,00	13,50	7,75	1864
24/04/2002	SAL	6,97	1,53	6,52	0,05	5,34	0,00	7,15	1,94	0,00	0,09	0,00	17,50	7,41	1549
01/05/2002	SAL	6,33	1,55	7,85	0,06	4,62	0,00	8,74	3,12	0,00	0,08	0,01	17,50	7,74	1605
01/06/2002	SAL	6,48	1,48	10,01	0,09	4,62	0,00	10,38	2,88	0,00	0,11	0,01	19,80	7,84	1759
01/07/2002	SAL	6,13	1,36	8,36	0,14	4,50	0,00	8,89	2,97	0,00	0,00	0,02	20,40	7,57	1646
01/08/2002	SAL	4,79	1,20	3,57	0,04	2,58	0,00	3,95	2,80	0,00	0,07	0,00	19,80	7,06	957
01/09/2002	SAL	4,68	0,86	3,26	0,06	3,46	0,00	3,15	1,40	0,00	0,05	0,00	19,20	7,49	888
12/09/2002	SAL	3,53	0,54	2,43	0,07	2,79	0,00	2,52	1,18	0,00	0,08	0,00			658
01/10/2002	SAL	6,33	1,42	6,14	0,06	5,24	0,00	6,18	0,23	0,00	0,09	0,00	16,10		1476
29/10/2002	SAL	5,76	1,20	4,62	0,06	4,38	0,00	4,55	2,05	0,00	0,09	0,00	13,60	7,62	1197
01/11/2002	SAL	4,08	0,63	3,28	0,06	3,36	0,00	3,43	1,12	0,00	0,17	0,00	12,10		3450
01/12/2002	SAL	7,19	1,57	19,45	0,07	5,44	0,00	20,55	2,11	0,00	0,06	0,00	11,20	7,48	3030
01/01/2003	SAL	7,04	1,46	9,21	0,19		0,00	9,60	1,09	0,00	0,00	0,00	9,60	7,36	3000
01/02/2003	SAL	7,42	1,82	9,53	0,06	5,34	0,00	10,83	2,92	0,00	0,16	0,00	8,10	7,70	1864
01/03/2003	SAL	7,24	1,57	11,03	0,06	5,65	0,00	13,18	3,93	0,00	0,13	0,00	10,40	7,38	2050

Date	Bassin	Ca	Mg	Na	K	HCO3	F	Cl	SO4	PO4	NO3	NO2	T°C	pH	Conductivité (µS.cm ⁻¹)
01/03/2002	GRA	1,09	0,07	0,37	0,05	1,16	0,02	0,36	0,11	0,00	0,00	0,00	15,70	7,48	164
01/04/2002	GRA	1,04	0,09	0,40	0,05	1,11	0,00	0,32	0,09	0,00	0,01	0,00		7,59	158
24/04/2002	GRA	0,79	0,12	0,43	0,06	0,97	0,01	0,31	0,09	0,00	0,00	0,00	20,10	7,36	157
01/05/2002	GRA	0,76	0,07	0,36	0,07	0,08	0,00	0,24	0,10	0,00	0,03	0,00	27,50	9,21	135
01/06/2002	GRA	1,11	0,07	0,25	0,06	0,72	0,00	0,17	0,12	0,00	0,04	0,00	27,20	8,50	146
01/07/2002	GRA	1,08	0,10	0,35	0,08	0,70	0,00	0,28	0,10	0,00	0,02	0,00	30,50	8,68	175
01/08/2002	GRA	0,87	0,11	0,51	0,10	0,72	0,00	0,38	0,06	0,00	0,00	0,01	25,60	9,13	150
01/09/2002	GRA	1,04	0,07	0,10	0,06	1,74	0,00	0,07	0,08	0,00	0,04	0,00	23,40	7,28	116
12/09/2002	GRA	1,17	0,08	0,13	0,06	1,28	0,00	0,10	0,11	0,00	0,00	0,03			141
01/10/2002	GRA	0,95	0,10	0,14	0,06	0,94	0,00	0,09	0,09	0,00	0,00	0,03	19,20		115
29/10/2002	GRA	0,96	0,08	0,11	0,05	0,58	0,00	0,07	0,07	0,00	0,00	0,00	15,20	9,17	114
01/11/2002	GRA	0,97	0,07	0,15	0,05	0,70	0,00	0,11	0,09	0,00	0,02	0,00	12,30		168
01/12/2002	GRA	1,11	0,08	0,13	0,04	0,93	0,00	0,10	0,09	0,00	0,00	0,00	8,70	8,65	133
01/01/2003	GRA	0,93	0,13	4,58	0,07	0,67	0,00	5,47	0,11	0,00	0,00	0,00	8,30	7,46	876
29/01/2003	GRA	1,24	0,20	5,07	0,08	1,02	0,00	5,17	0,00	0,00	0,00	0,00	6,20	8,22	934
01/02/2003	GRA	0,98	0,20	4,35	0,05	0,70	0,00	4,83	0,10	0,00	0,00	0,00	6,40	8,96	824
01/03/2003	GRA	0,98	0,14	4,46	0,05	0,92	0,00	5,44	0,08	0,00	0,00	0,00	10,40	8,62	645

Dosages des hydrocarbures totaux (HC) et des métaux dans les sédiments

		HC totaux (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)	Cd (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)
avr-02	ORA	130	49	2	1	
juil-02	ORA	71	150	1	1	
sept-02	ORA	99	120	160	3,8	58
déc-02	ORA	23	91	69	4,5	51
mars-03	ORA	36	90	74	3,5	40
avr-02	MRA	10	340	6	1	
juil-02	MRA	12	210	8	1	
sept-02	MRA	21	410	70	1,4	150
déc-02	MRA	14	230	70	3,2	180
mars-03	MRA	3,6	200	84	3,3	160
avr-02	MRB	90	210	6	1	
juil-02	MRB	120	120	2	1	
sept-02	MRB	14	190	34,3	1,9	270
déc-02	MRB	93	180	84	3,4	210
mars-03	MRB	120	170	96	3,5	210
avr-02	MRC	12	160	2	1	
juil-02	MRC	19	100	1	1	
sept-02	MRC	19	100	36	1,9	160
déc-02	MRC	0	86	40	2,6	120
mars-03	MRC	11	90	59	2,5	150
avr-02	SAL	300	410	40	1	
juil-02	SAL	440	420	3	1	
sept-02	SAL	320	380	86	2,5	190
déc-02	SAL	200	350	92	3,3	190
mars-03	SAL	570	350	120	4	170
avr-02	GRA	160	590	13	1	
juil-02	GRA	220	540	1	1	
sept-02	GRA	190	720	56	1,2	140
déc-02	GRA	100	560	120	2,1	120
mars-03	GRA	180	700	140	2	140

	Campagne du 12-13/03/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	0,33	0,5	0,54	2,6	0,35	
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			0,12	0,85		
Terbutylazine (µg/l)			0,23			0,07
déséthylterbutylazine (µg/l)			0,08			0,28
Simazine (µg/l)						0,09
Oxadixyl (µg/l)						0,24
Diuron (µg/l)			0,24			
Hydrocarbures (ppm)				0,05	0,08	0,05

	Campagne du 04-05/04/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)				0,95		
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			0,19	0,51		
Terbutylazine (µg/l)			2,7			
déséthylterbutylazine (µg/l)			1,1			
Diuron (µg/l)			2,3			
Hydrocarbures (ppm)				0,09		

	Campagne du 24-25/04/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)				0,97		
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			0,11	1		
Terbutylazine (µg/l)			0,75			
déséthylterbutylazine (µg/l)			0,64			
Diuron (µg/l)			0,67	0,05		

	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	0,46		0,51	0,29	0,76	1
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,1			0,43	0,25	
Hydrocarbures (ppm)						0,1

	Campagne du 11-12/06/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	0,49	1,34			0,17	0,56
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			0,12	0,3		
Cadmium (µg/l)	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	
Plomb (µg/l)				5	5	

	Campagne du 09-10/07/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	9,78	3,9	0,52			2,02
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	4,26	3,58	0,65			2,02
Hydrocarbures (ppm)	0,82	0,14	0	0,11	0	0,16

	Campagne du 07-08/08/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	5,86			0,2	0,98	0,28
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	4,35		0,13	0,18	1	1,43
Hydrocarbures (ppm)	0,5		0,14	0,17	0	0,14

	Campagne du 02-05/09/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)			2,28	0,29		0,19
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			1,16	0,6	0,28	0,1
Hydrocarbures (ppm)	0,44	0,05	0,08	0,18	0	0,23
Cadmium (µg/l)	0	0	0,9	0,7	1	0
Plomb (µg/l)	0	0	11	10	12	0

	Campagne du 01-03/10/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)			0,19		0,21	1,15
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,16	0,17	0,44	0,11	0,2	
Hydrocarbures (ppm)	0	0,31	0,4	0,09	0,24	0,36

	Campagne du 30/10/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)					0,46	
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)		0,14	0,37	0,22	0,14	0,21
Hydrocarbures (ppm)			0,12		0,42	

	Campagne du 26/11/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,48	0,15	0,11	0,14	0,17	0,14

	Campagne du 16/12/02					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)	0,78	0,11		0,11	0,12	
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,67	0,17	0,13	0,35	0,13	

	Campagne du 21/01/03					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,33	0,11	0,12	0,37	0,21	0,14
2,4-Dinitrophénol	0,77	0,5	0,3			0,09
Hydrocarbures (ppm)	0,24			0,44	0,23	

	Campagne du 11/02/03					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)		0,14				0,17
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)			0,13	0,17		
Terbutylazine (µg/l)						0,02
déséthylterbutylazine (µg/l)			0,06			0,14
Oxadixyl (µg/l)						0,06
Diuron (µg/l)			0,02			
Tebuconazole (µg/l)			0,1			
Norflurazon (µg/l)						traces
Hydrocarbures (ppm)					0,06	

	Campagne du 12/03/03					
	ORA	MRA	MRC	SAL	GRA	MRB
Glyphosate (µg/l)				0,11	0,12	
AcideAminoMéthylPhosphonique (µg/l)	0,11		0,13	0,6	0,16	0,16
Hydrocarbures (ppm)	0,15		0,4	0,06		

DONNEES DE COMPTAGE DES INVERTEBRES AQUATIQUES

CODE	Taxa	CODE	Taxa		
hydsp	Hydra sp.	tanyb	Tanypodinae 2	Date 1	12/03/2002
chaet	Chaetogaster sp.	polsp	Polypedium sp.	Date 2	02/04/2002
naisp	Nais sp.	chisp	Chironomus sp.	Date 3	23/04/2002
stysp	<i>Stylaria lacustris</i>	tansp	Tanytarsini	Date 4	14/05/2002
tubsp	Tubificidae	ortsp	Orthocladinae	Date 5	11/06/2002
vivsp	Vivipara sp.	corsp	Corynoneura sp.	Date 6	09/07/2002
bitsp	Bithynia sp.	hycar	Hydracarina	Date 7	06/08/2002
bytsp	Bithynella sp.	dugsp	Dugesia sp.	Date 8	13/09/2002
fersp	Ferrissia sp.	glosp	Glossiphonia sp.	Date 9	01/10/2002
plasp	Planorbis sp.			Date 10	29/10/2002
gyrsp	Gyraulus sp.	CODE	Taxa	Date 11	26/11/2002
radsp	Radix sp.	chysp	Chydorus sphaericus	Date 12	16/12/2002
lymsp	Lymnaea sp.	eurla	Eurycercus lamellatus	Date 13	21/01/2003
physp	Physa acuta	tream	Tretocephala ambigua	Date 14	11/02/2003
sphsp	Sphaerium sp.	plela	Pleuroxus laevis	Date 15	11/03/2003
gamsp	Gammarus sp.	plead	Pleuroxus aduncus		
asesp	Asellus sp.	leyqu	Leydigia quadrangularis		
clodi	<i>Cloeon dipterum</i>	biaaf	Biapertura affinis		
caesp	Caenis sp.	alore	Alona rectangula		
zygop	Zygoptera	alogu	Alona guttata		
aniso	Anisoptera	cerre	Ceriodaphnia reticulata		
plele	<i>Plea leachi</i>	simve	Simocephalus vetulus		
notsp	Notonecta sp.	simex	Simocephalus exspinosus		
nauma	<i>Naucoris maculatus</i>	scamu	Scapholeberis kingi		
corix	Corixa sp.	dappu	Daphnia pulex		
sigsp	Sigara sp.	moibr	Moina brachiata		
velsp	Velia sp.	ostr1	Type 1		
gersp	Gerris sp.	ostr4	Type 4		
halsp	Halipus sp.	ostsp	autres types		
pelsp	Peltodytes sp.	cyclo	Cyclopoide		
hyrsp	Hyphydrus sp.	harpa	Harpacticoide		
vatus	Hydrovatus sp.				
lacsp	Laccophilus sp.				
agasp	Agabus sp.				
colsp	Colymbetes sp.				
ilysp	Ilybius sp.				
hydat	Hydaticus sp.				
hypsp	Hydrophilus sp.				
bersp	Berosus sp.				
hytsp	Hydroptila sp.				
limne	Limnephilidae				
psysp	Psychodidae				
chasp	Chaoborus sp.				
culsp	Culex sp.				
cerat	Ceratopogonidae				
tipul	Tipulidae				
limon	Limoniidae Tr. Limoniini				
eriop	Limoniidae Eriopterini				
strat	Stratiomyidae				
antho	Anthomyidae				
ragio	Rhagionidae				
tanya	Tanypodinae 1				

DATE	hydsp	chaet	naisp	stysp	tubsp	vivsp	bitsp	plasp	gyrsp	radsp	lymsp	physp	sphsp	gamsp	asesp	clodi	zygop	aniso	plele	notsp	nauma	sigsp	halsp	pelsp
OR01	34	58	0	0	102	5	0	1	0	0	2	45	0	3	0	44	15	2	0	0	3	0	2	0
OR02	1	217	0	0	16	0	4	0	0	0	0	12	0	0	1	25	0	2	0	0	0	1	27	0
OR03	0	67	0	0	187	0	0	0	0	0	2	8	0	0	0	14	9	1	0	1	1	1	2	2
OR04	0	258	0	0	603	0	0	0	0	3	29	148	0	0	0	106	0	0	3	0	3	0	0	0
OR05	0	18	2	0	22	1	0	0	0	0	7	44	1	0	0	102	21	2	2	0	8	0	1	1
OR06	1	0	2	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	1	0	0	0	0	1	0
OR07	0	0	6	86	26	0	0	0	0	0	2	10	0	0	0	1	2	2	0	0	1	0	0	0
OR08	0	0	0	23	341	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	5	0	1	0	0	1	0	1	1
OR09	0	50	8	98	816	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	4	0	0	0	1	0	0	0
OR10	29	24	193	0	332	0	0	0	6	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0
OR11	0	13	7	0	9	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
OR12	19	1411	152	0	108	0	0	2	0	1	0	15	1	0	2	11	0	1	0	0	0	0	0	0
OR13	17	961	10	0	11	0	0	9	0	0	0	2	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	2	0
OR14	43	4649	44	0	11	0	0	0	0	1	0	3	0	0	1	5	0	1	0	0	0	0	1	0
OR15	74	1989	264	0	0	0	2	0	0	0	0	29	0	0	0	23	2	0	0	0	0	0	2	2

DATE	lacsp	agasp	colsp	ilysp	bersp	limne	chasp	culsp	cerat	strat	antho	tanya	tanyb	polsp	chisp	tansp	ortsp	corsp	hycar
OR01	1	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	10	2	18	18	11	69	0	2
OR02	4	0	0	0	0	1	0	0	12	0	2	6	8	7	16	0	93	1	0
OR03	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	9	6	0	185	1	0
OR04	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	7	0	18	0	2	309	42	0
OR05	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	19	0	2	56	75	0
OR06	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	7	5	33	12	0	0
OR07	0	0	0	0	0	0	2	0	23	0	0	1	0	4	4	0	2	0	0
OR08	0	0	0	0	1	0	0	591	25	0	0	0	0	1	9	0	406	1	0
OR09	0	0	1	0	0	0	0	0	22	1	0	1	0	11	11	0	57	0	0
OR10	6	2	0	0	0	0	0	0	19	0	0	1	1	10	5	18	151	19	0
OR11	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	1	11	1	0	2	0
OR12	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	2	39	23	30	205	8	0
OR13	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	12	5	4	38	9	0
OR14	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	199	1	0
OR15	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	1	0	22	0	0

DATE	chysp	plead	biaaf	alore	dappu	ostr1	ostr4	ostsp	cyclo	harpa
OR01	1	0	0	307	1	14	10	10	5358	0
OR02	0	174	1	495	0	1	0	2	3043	0
OR03	4	172	3	1	0	0	0	0	2439	0
OR04	46	27	0	615	1	0	0	20	3908	0
OR05	38	173	0	1	8	5	23	2	1925	0
OR06	0	0	0	0	0	1	8	55	178	0
OR07	0	0	0	0	0	1	4	0	10	0
OR08	0	1	0	0	0	2	135	0	28	0
OR09	0	0	0	4	0	1	156	80	394	1
OR10	0	3	0	735	0	2	164	1	446	0
OR11	1	0	0	13	0	0	0	0	17	0
OR12	2	0	0	4716	0	5	0	12	14654	0
OR13	28	179	0	1433	0	0	1	71	1368	0
OR14	133	0	0	5830	0	0	2	35	3552	0
OR15	4238	68	0	5826	0	0	7	12	19522	0
	4491	797	4	19976	10	32	510	300	56842	1

CODE	hydsp	naisp	tubsp	fersp	plasp	physp	clodi	caesp	zygop	aniso	plele	notsp	nauma	corix	sigsp	gersp	pelsp	vatus	lacsp	agasp	colsp	ilysp	hydat	hypsp
MR01	0	0	0	0	8	0	0	556	0	0	73	1	0	0	3	1	1	0	0	0	10	0	0	0
MR02	0	0	0	0	0	0	0	212	0	0	112	0	9	0	9	0	1	0	0	2	9	0	0	0
MR03	0	0	1	0	0	0	0	204	0	3	205	0	1	1	4	1	0	0	1	0	0	0	0	0
MR04	0	0	0	0	0	0	0	52	0	7	74	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MR05	101	4	582	0	0	0	0	327	4	36	22	2	6	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0
MR06	3	0	35	0	0	0	0	137	1	2	9	3	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0
MR08	0	0	1	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
MR09	0	0	38	0	0	0	0	402	0	6	29	0	0	0	24	4	0	0	0	0	0	0	0	1
MR10	0	0	5	9	0	0	0	1108	0	2	5	0	0	0	20	24	4	0	0	5	0	0	2	0
MR11	0	0	34	19	0	3	0	459	0	1	2	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	0
MR12	0	0	41	3	0	0	0	1166	0	0	2	0	0	0	2	25	0	0	0	0	9	0	0	0
MR13	0	0	15	1	0	2	0	60	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0
MR14	0	0	38	5	1	1	0	473	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	3	0	0	0
MR15	0	0	3	3	0	0	0	147	0	2	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

CODE	bersp	limne	chasp	culsp	cerat	strat	ragio	tanya	tanyb	polsp	chisp	tansp	ortsp	corisp	hycar
MR01	1	1	0	0	1	0	0	5	3	6	66	0	17	0	1
MR02	0	0	0	0	2	0	0	10	10	6	7	1	56	28	1
MR03	0	0	0	0	1	0	0	16	6	26	0	6	78	0	0
MR04	1	0	0	0	2	0	0	49	10	70	9	2	140	0	0
MR05	0	0	20	0	3	0	2	84	2	111	24	5	473	0	0
MR06	0	0	0	0	1	1	0	71	8	3	10	5	153	0	0
MR08	0	0	1	968	16	1	0	0	0	3	7	1	12	0	0
MR09	2	0	11	1	0	0	0	12	1	0	148	0	33	2	0
MR10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	17	1	55	26	0
MR11	0	0	92	0	0	0	0	2	13	3	37	0	9	38	0
MR12	0	0	20	0	0	0	0	5	7	0	21	0	9	16	0
MR13	0	0	0	0	0	0	0	2	2	12	72	6	12	2	0
MR14	0	0	17	0	0	0	0	4	14	3	11	0	32	4	0
MR15	0	0	7	0	0	0	0	17	2	12	12	0	20	1	0

CODE	chysp	plela	plead	alore	alogu	cerre	simve	simex	dappu	moibr	ostr1	ostr4	ostsp	cyclo
MA01	39576	0	0	0	0	0	0	6622	0	0	77	105	520	920
MA02	11926	0	0	13	0	4967	0	5796	0	0	2	3	394	99
MA03	2505	0	0	1	0	0	4209	0	0	0	79	0	237	134
MA04	108	0	0	60	0	7797	204	0	0	0	127	11	94	110
MA05	131	0	128	200	0	42838	2313	0	0	0	309	1013	6173	5163
MA06	8	0	0	0	0	95	0	0	0	0	123	13494	6	103
MA08	1	0	0	0	0	71	0	0	0	61	10	0	1727	142
MA09	3471	0	0	0	0	5942	2	0	0	744	55	10	617	202
MA10	27516	4	0	0	0	4916	123	0	43	0	14	14	738	447
MA11	13153	8	0	1	0	5654	491	0	215	0	22	684	8	137
MA12	38275	0	1	8	0	1180	330	0	497	0	0	1640	35	846
MA13	6816	0	0	0	0	0	0	24	22	0	226	281	615	43
MA14	20509	0	0	0	0	15	0	6	0	0	62	52	358	327
MA15	17651	0	0	0	0	0	0	0	92	0	25	27	383	408

DATE	hydsp	chaet	naisp	stysp	tubsp	fersp	physp	sphsp	clodi	caesp	zygop	aniso	plele	notsp	nauma	corix	sigsp	velsp	halsp	pelsp	hyrsp	vatus	lacsp	colsp
MC01	35	453	0	0	318	3	15	0	93	0	1	1	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
MC02	0	0	0	5	677	4	35	0	96	0	1	194	48	1	0	3	0	0	2	0	0	1	5	0
MC03	0	1	0	0	589	2	142	0	16	0	0	73	28	1	0	5	1	0	4	6	0	0	0	0
MC04	0	5	5	0	48	1	226	0	497	0	15	61	51	0	5	25	0	0	0	3	1	0	2	0
MC05	0	0	0	0	37	16	3	0	189	1	29	17	312	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
MC06	0	0	0	0	5	9	52	0	137	0	36	12	178	0	4	0	19	0	0	0	0	0	0	0
MC07	0	0	0	0	159	4	24	0	108	2	84	17	471	0	0	26	1	1	0	0	0	0	0	0
MC08	0	0	0	29	82	2	48	1	112	3	11	5	305	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
MC09	15	0	0	0	2	4	5	0	135	0	41	9	45	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
MC10	31	22	0	2	3	3	4	0	234	0	5	8	12	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
MC11	31	3	1	0	43	37	28	0	287	0	8	3	9	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
MC12	38	1272	0	0	12	11	17	0	18	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MC13	42	99	0	0	18	2	46	0	14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
MC14	34	278	0	0	22	2	17	0	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MC15	44	303	3	0	99	7	16	0	14	0	0	1	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

DATE	bersp	hytsp	chasp	culsp	cerat	eriop	strat	ragio	tanya	tanyb	polsp	chisp	tanps	ortsp	corps	hycar
MC01	3	0	0	0	0	0	0	0	8	0	2	62	0	59	2	4
MC02	0	0	10	0	3	1	0	0	1	4	0	158	0	111	24	47
MC03	0	0	4	0	2	0	0	0	21	3	7	79	0	86	0	5
MC04	0	0	101	1	0	0	1	0	10	0	3	50	0	193	15	4
MC05	0	0	110	0	0	0	0	1	30	0	4	17	0	103	22	2
MC06	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	31	6	2
MC07	0	0	55	0	0	0	0	0	50	44	0	58	0	0	0	22
MC08	0	0	2	0	6	0	0	0	23	9	1	18	0	1	0	1
MC09	0	0	5	0	0	0	0	0	12	0	0	2	0	0	2	8
MC10	0	0	12	0	0	0	2	0	0	1	14	0	8	11	25	9
MC11	0	2	4	0	0	0	0	0	1	6	16	2	0	72	16	5
MC12	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	5	10	0
MC13	0	0	10	0	1	0	0	0	2	0	0	7	2	13	42	0
MC14	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	12	0	16	9	3
MC15	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	68	0	20	29	2

DATE	chysp	tream	plead	leyqu	alore	alogu	cerre	simve	simex	scaki	dappu	ostr1	ostr4	ostsp	cyclo	harpa
MC01	4417	0	2	0	1	0	0	67	0	0	13900	0	2655	740	3870	7
MC02	20394	0	122	0	1	0	276	303	0	0	9096	0	2043	2813	1576	436
MC03	5050	0	1	1	0	0	0	0	0	0	17546	3	2196	754	2	0
MC04	1152	0	95	0	0	0	0	198	0	0	37383	1	7760	350	3486	0
MC05	102	0	263	0	62	0	0	2427	0	0	30513	0	2120	2	2748	0
MC06	1054	0	124	0	0	0	0	939	0	0	5611	0	21322	0	3166	27
MC07	1981	1103	1937	0	0	0	6	58	0	259	4	3	12799	0	6623	0
MC08	26	2	357	0	0	0	10	0	0	28	8	47	12046	3	1456	0
MC09	180	43	929	0	0	0	4217	2	0	30	4927	0	2639	0	7490	0
MC10	4150	57	1985	0	6	0	89	408	0	55	18272	4	4753	357	3107	0
MC11	2250	20	336	0	113	0	31	762	0	96	2873	44	2790	1	5954	24
MC12	439	0	54	0	0	38	441	33	0	0	2623	0	2183	0	146	15
MC13	424	0	55	0	0	4	0	0	0	0	11745	0	681	131	286	12
MC14	651	0	10	0	32	0	0	17	6	0	2683	0	504	1	432	0
MC15	4691	0	456	0	0	0	0	485	0	0	2140	1	380	697	1617	45

DATE	hydsp	chaet	naisp	stysp	tubsp	vivsp	bitsp	bytsp	lymsp	physp	sphsp	gamsp	clodi	zygop	aniso	plele	sigsp	gersp	hypsp	psysp	culsp	cerat	limon	eriop
SA01	0	118	0	16	508	22	0	0	0	4	1	0	0	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA02	0	223	6	913	57	0	0	0	0	0	2	0	2	4	0	0	0	0	0	0	12	1	0	0
SA03	0	63	3	656	26	2	0	0	0	0	6	2	1	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
SA04	0	5	19	6	34	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	1	0	0
SA05	15	170	90	1271	7	0	2	0	0	1	1	1	30	21	0	4	0	1	1	0	0	0	0	2
SA06	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	8	0	9	6	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
SA07	0	0	0	0	78	0	6	2	0	0	39	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA08	0	184	0	1	202	0	0	0	106	2	178	0	76	6	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
SA09	0	9	1	0	177	0	0	0	0	0	88	0	50	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
SA10	0	60	13	0	2	0	1	0	0	0	1	0	8	13	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
SA11	1	1	4	0	19	0	1	0	0	0	2	0	4	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA12	0	8	42	0	206	0	0	0	0	0	23	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
SA13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

DATE	ragio	tanya	tanyb	polsp	chisp	tansp	ortsp	corsp	hycar	dugsp
SA01	0	2	0	0	30	0	241	0	0	1
SA02	0	12	0	0	95	0	763	0	0	0
SA03	0	9	2	1	48	1	741	0	2	0
SA04	0	48	0	2	1	0	215	0	0	0
SA05	0	141	0	5	7	0	2037	14	0	0
SA06	0	37	0	11	121	0	97	1	0	0
SA07	0	49	0	2	125	1	5	0	0	0
SA08	0	173	1	3	88	0	10	2	0	0
SA09	0	201	0	2	33	0	17	0	0	0
SA10	0	23	0	26	16	0	37	22	0	0
SA11	0	55	0	18	24	0	9	2	0	0
SA12	0	43	0	7	38	0	6	0	0	0
SA13	4	19	0	1	1	0	1	0	0	0
SA14	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0
SA15	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0

DATE	chysp	plead	alore	simve	simex	scaki	dappu	ostr1	ostr4	ostsp	cyclo	harpa
SA01	2	0	0	0	0	0	8	1	0	14	509	0
SA02	2	0	0	561	0	1	0	22	1	35	2177	0
SA03	0	0	0	7416	0	0	0	67	1	82	577	1
SA04	1	0	0	5642	0	0	0	67	0	41	1122	0
SA05	7	0	0	20752	0	0	0	581	0	94	5696	0
SA06	0	0	0	0	13	0	0	66	10	1	7	0
SA07	2	42	0	0	0	10	0	50	0	57	34	0
SA08	0	1	0	0	1	0	0	17	0	824	156	0
SA09	0	2	0	30	0	0	0	2	0	107	41	0
SA10	120	71	9	27	0	0	0	0	17	175	725	0
SA11	6	2	0	0	0	0	0	0	5	17	86	0
SA12	1	0	0	0	0	0	0	6	0	1	93	0
SA13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SA14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SA15	0	0	0	1	0	0	2	0	0	5	0	0
	141	118	9	34429	14	11	10	879	34	1453	11224	1

DATE	hydsp	chaet	tubsp	fersp	lymsp	physp	sphsp	clodi	caesp	zygop	aniso	plele	notsp	nauma	corix	sigsp	hytsp	chasp	cerat	limon	tanya	tanyb	polsp	chisp
GR01	27	9	49	0	84	8	8	563	4	11	3	4	0	0	0	0	0	29	8	0	29	3	5	2
GR02	8	47	17	0	87	6	3	553	2	29	3	47	14	6	140	2	0	16	18	0	0	29	1	6
GR03	1	7	17	3	160	11	11	351	1	62	6	23	19	2	54	3	0	10	7	0	22	0	8	6
GR04	3	53	1	0	22	24	0	353	2	36	3	48	8	35	15	0	0	16	0	0	179	6	50	2
GR05	6	103	91	0	76	5	21	1408	5	45	4	112	4	26	0	6	0	58	0	0	100	21	38	3
GR06	12	10	94	0	8	0	19	1700	3	26	5	142	0	19	0	10	0	162	6	0	104	35	3	31
GR07	8	33	8	2	37	15	0	785	70	357	25	80	2	22	9	19	0	89	0	0	40	58	1	0
GR08	27	0	58	1	28	4	15	614	0	236	8	14	1	30	9	8	0	18	0	0	5	104	1	3
GR09	63	87	123	0	2	0	3	760	45	42	10	4	1	2	7	4	0	96	1	0	17	25	2	9
GR10	214	866	1337	0	0	0	1	418	18	144	11	2	1	1	1	1	2	56	3	1	69	29	14	3
GR11	5	40	51	0	0	0	0	548	2	13	5	1	0	0	1	0	0	44	4	0	4	71	2	2
GR12	8	106	185	0	0	0	0	632	2	35	21	1	0	0	0	1	2	88	1	1	11	135	0	9
GR13	18	5	25	0	0	0	0	377	0	0	1	0	0	0	0	2	1	2	1	0	6	14	1	15
GR14	6	59	49	0	0	0	0	710	17	6	1	0	0	0	0	2	0	15	2	0	3	17	7	12
GR15	4	1	18	0	0	0	0	1161	0	179	10	5	0	0	19	4	0	47	1	0	2	284	0	2

DATE	tansp	ortsp	corsp	hycar	glosp
GR01	0	9	0	3	2
GR02	0	14	8	9	0
GR03	0	2	0	25	2
GR04	1	51	44	7	0
GR05	0	100	4	32	0
GR06	5	7	13	6	0
GR07	0	4	0	6	0
GR08	0	2	0	16	2
GR09	2	50	3	14	0
GR10	2	99	1	3	0
GR11	0	57	2	2	0
GR12	3	129	6	0	0
GR13	4	57	9	0	0
GR14	1	60	2	0	0
GR15	0	1	0	6	0

DATE	chysp	plead	alore	simve	dappu	ostr1	ostr4	ostsp	cyclo
GR01	0	0	0	0	23451	0	0	13	16
GR02	3	3	0	7	28873	0	0	91	683
GR03	0	0	0	0	4200	0	0	1	183
GR04	1	863	4	623	29431	1	123	480	222
GR05	328	741	0	0	15556	0	21	95	2184
GR06	0	103	0	0	0	3	2	107	3821
GR07	42	373	0	2472	0	288	0	125	493
GR08	0	0	0	0	0	98	0	93	1853
GR09	0	0	0	0	3	24	0	120	149
GR10	0	0	0	556	236	696	37	328	146
GR11	54	1	4	507	12	10	512	1	1884
GR12	241	2	1	1091	98	29	0	398	461
GR13	408	0	5	274	745	1	1	51	417
GR14	538	27	0	1299	463	0	0	4	762
GR15	3075	2	3	1218	3402	19	1	323	1009

Le XX^{ème} siècle a connu une transformation sans précédent des milieux naturels du fait d'une urbanisation galopante et par voie de conséquence un développement très important du réseau routier et autoroutier. Les zones humides ont été fortement touchées par ces modifications puisqu'elles ont régressé de près de 90 % en Europe au cours de cette période. Afin d'éviter une contamination des milieux aquatiques due au trafic routier, la loi sur l'eau de 1992 a obligé les sociétés d'autoroutes à traiter les écoulements de chaussées résultant de l'activité routière. Ces mesures se sont traduites par la création de bassins d'eaux pluviales dont les objectifs sont de (i) limiter les risques de pollution (chronique ou accidentelle) et (ii) de réduire les risques de perturbation hydrauliques. La multiplication de ces ouvrages dans le paysage a engendré la constitution d'un vaste réseau de micro-zones humides, soit autant de nouveaux espaces écologiques vierges rapidement colonisés par une grande variété d'organismes. Malgré leur grand nombre et leur originalité, ces milieux ont été peu étudiés jusqu'à présent.

Notre étude, localisée dans le sud de la France, en région Méditerranéenne, a consisté en un suivi d'un an des communautés d'invertébrés aquatiques, d'odonates et d'amphibiens dans six bassins d'eau pluviale autoroutiers du réseau des Autoroutes du Sud de la France (ASF). Nous avons cherché à répondre à trois questions principales, à savoir (i) quel est le degré de contamination de ces sites? (ii) quelle est leur richesse biologique? et (iii) peut-on qualifier et quantifier un impact de la pollution routière sur les communautés vivantes de ces bassins?.

Nous avons démontré la présence d'une pollution très hétérogène dans l'espace et le temps, principalement caractérisée par une contamination des sédiments par les hydrocarbures, le cuivre et le zinc ainsi que par la présence plus ou moins régulière d'herbicides dans la colonne d'eau. Les faunes d'invertébrés et de vertébrés ayant colonisé ces espaces ont été caractérisées en terme de structure des communautés. Ces dernières s'avèrent riches et diversifiées, et en particulier pour le peuplement d'odonates. Si la pollution routière ne permet pas d'expliquer les patrons de distribution des espèces dans les mares, à l'exception d'un effet notable du salage hivernal, la biodiversité échantillonnée se révèle être sensible à des variables écologiques jouant à différentes échelles : la composition de la matrice paysagère adjacente pour le peuplement amphibien et la surface des bassins ou la richesse en macrophytes pour les odonates.

Ces résultats nous amènent à porter une réflexion sur les adaptations de la Nature face à une anthropisation croissante de notre environnement.

**Highway stormwater detention ponds in the Mediterranean region :
Functioning and Biodiversity
Evaluation of water quality and its impact on aquatic animal communities**

Landscape has never been as altered by urbanization and road development as it occurred during the XXth century. Wetlands have been greatly affected by these transformations that led to a decrease by about 90 % of their number in Europe. In order to avoid the contamination of water resource from road traffic pollution, the French water law, voted in 1992, compelled highway companies to treat road run-off waters. This led to the construction of stormwater ponds along roads which main objectives are (i) limiting pollution risk (chronic and accidental) and (ii) reducing flooding events. Because of their number in the landscape, these engineering structures represent a large network of small virgin wetlands, quickly colonised by a variety of aquatic organisms. Despite their numbers and originality these systems are still poorly understood.

Our study, located in southern France, in the Mediterranean region, aimed at studying the annual biological cycle of aquatic invertebrates, dragonfly and amphibians in six stormwater ponds of the Autoroutes du Sud de la France (ASF) road network. Three main questions were asked, that is to say (i) are these sites polluted and how much?, (ii) what about their biological richness deals with such ponds? and (iii) can we describe and quantify an impact of this eventual pollution on aquatic communities?.

We showed that the pollution was heterogeneous in space and time, mainly characterised by a contamination of sediments by hydrocarbons and trace metals (copper and zinc mainly) and by the irregular presence of herbicides (mainly glyphosate and its by-product AMPA) in the water column. Community structure of invertebrates and vertebrates assemblages was characterised. It appeared to be rich and diversified, mainly for the dragonfly community.

If road pollution alone is not enough to explain distribution patterns of species in ponds, biodiversity seems to be more sensitive to other environmental features acting at different scales : landscape mosaic structure for amphibians and pond surface or macrophyte richness for dragonflies.

These observations point out the issue of Nature's adaptation face to the increasing artificialisation of our environment.

Mots clés : Biodiversité, Invertébrés aquatiques, Odonates, Amphibiens, Bassin d'eau pluviale autoroutier, Pollution routière, Conservation, Région méditerranéenne.

Discipline : Ecologie des systèmes aquatiques continentaux.