

## Nouvelles estimations des effectifs de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*, Zygoptera– Coenagrionidae) dans la plaine du Biran (commune de Beauraing, Belgique) avec une analyse des principaux facteurs écologiques expliquant son abondance

Jean-Marc COUVREUR<sup>1</sup>, Marc DUFRÈNE<sup>1</sup>, Philippe GOFFART<sup>1</sup>, Xavier VANDEVYVRE<sup>1</sup>,  
Fabrice ETIENNE<sup>1</sup> et Dominique TESTAERT<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Service Public Wallon (SPW) - Département de l'Etude du Milieu naturel et agricole (DEMna), Av. Maréchal  
Juin 23, B-5030 Gembloux, Belgique (e-mail: jeanmarc.couvreur@spw.wallonie.be; marc.dufrene@spw.  
wallonie.be; philippe.goffart@spw.wallonie.be; xavier.vandevyvre@spw.wallonie.be; fabrice.etienne@spw.  
wallonie.be).

<sup>2</sup> dtestaert@gmail.com.

### Abstract

In this paper we made new estimations of the population of the Southern Damselfly (*Coenagrion mercuriale*) in the Biran's plain (Beauraing – Belgium). A series of ecological factors were also analysed to determine which ones could best explain the differences in abundance, in order to give practical informations for managing the watercourses and their surroundings. The results show that though the observed correlation between pH and the abundance of the Southern Damselfly need further investigations, other correlations with physical factors such the degree of shadowing of the watercourse, the banks' height, the watercourse's width and the percentage cover by waterplants revealed themselves to be important to explain the distribution of the species on the site and to give important cues to manage and restore the habitat.

**Keywords:** habitat managing, shrub cover, bank's height, vegetation cover, watercourse's width

### Résumé

De nouvelles estimations de la population de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) ont été effectuées dans la plaine du Biran (Beauraing – Belgique). Une série de paramètres écologiques ont également été relevés afin, d'une part, de déterminer ceux d'entre eux qui pouvaient le mieux expliquer les différences d'abondance observées dans le site et d'autre part, d'aider à mieux cibler les travaux de gestion des cours d'eau et de leurs abords immédiats. Les résultats de ces analyses montrent que même si la corrélation apparente entre le pH et l'abondance de la libellule nécessite des investigations plus poussées, les corrélations entre l'abondance de l'espèce et certains facteurs physiques comme le degré d'ombrage et la largeur du cours, la hauteur des berges et le pourcentage de recouvrement des plantes aquatiques permettent d'expliquer en bonne partie les différences d'abondance de la libellule dans la plaine et donnent de précieuses indications pour l'entretien et la restauration de son habitat dans le site étudié.

### Introduction et objectifs

L'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) est une espèce d'Odonate rare et menacée à l'échelle européenne. En Belgique, cette espèce se trouve à la limite septentrionale de son aire de répartition et n'est connue que de Famenne (GOFFART *et al.*, 2001) et de Gaume où 3

populations ont été découvertes à partir de 1998 (TERNAAT, 1999; DE KNIJF & DEMOLDER, 2000; Vliegenthart & Ternaat, 2001). L'Agrion de Mercure est inscrit à l'Annexe II de la Convention de Berne et à l'Annexe II de la Directive européenne 92/43/CEE qui institue la mise en place du Réseau Natura 2000 en Europe. En vertu de ces législations (transcrites dans le

droit wallon par le Décret du Gouvernement Wallon du 6/12/2000), les états se sont engagés à assurer le maintien voire l'amélioration de la qualité de l'habitat d'une série d'espèces (dont l'Agrion de Mercure) et de maintenir voire d'augmenter leurs effectifs par des mesures appropriées. De plus, en vertu de la législation sur le réseau Natura 2000, (article 17 de la Directive 92/43/CEE), les états doivent fournir à la Commission tous les 6 ans un rapport faisant état des mesures mises en œuvre ainsi que de leurs impacts sur les populations des espèces concernées.

L'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) est une espèce à aire de distribution centrée sur l'Europe du Sud-Ouest, mais des populations existent également en Afrique du Nord. C'est une espèce thermophile qui habite essentiellement des petits cours d'eau bien oxygénés et bien éclairés à courant lent (< 20 cm/sec d'après THOMPSON *et al.* (2003a), mais jusqu'à 40 et même 60 cm/sec d'après STERNBERG & BUCHWALD (1999)). Les principales causes de la raréfaction de l'espèce sont le remembrement et l'intensification de l'agriculture (transformation de prairies extensives en cultures avec utilisation massive d'engrais et d'herbicides), l'envasement des cours d'eau, les curages trop fréquents et trop intensifs. Enfin, l'eutrophisation des eaux peut amener un développement important de la végétation herbacée aquatique ou émergée qui finit par recouvrir l'entièreté de la surface d'eau libre. Les populations présentes régressent alors et peuvent finir par disparaître (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

A noter que, *a contrario*, plusieurs auteurs s'interrogent sur la possible expansion de l'espèce à la faveur du réchauffement climatique lorsque de nouvelles populations sont découvertes (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; GOFFART, 2001; WILDERMUTH *et al.*, 2005)

C'est dans le cadre de la mise en place du réseau Natura 2000 en Région wallonne et pour faire suite aux travaux précédemment entrepris par certains d'entre nous (GOFFART, 1995; GOFFART *et al.*, 2001) que cette nouvelle étude a été entreprise. En effet, bien que cette espèce ait fait l'objet de nombreuses publications et que sa biologie commence à être relativement bien connue (voir notamment THOMPSON *et al.*, 2003a et 2003b), il nous paraissait intéressant de profiter du travail effectué pour la mise en place

du réseau européen pour refaire un recensement précis de la population à l'intérieur des périmètres Natura 2000 où l'espèce est connue depuis 1984 (GOFFART, 1995). C'était également l'occasion d'approfondir les connaissances sur son habitat dans un site particulier. L'ensemble de ces résultats devaient également permettre de donner des pistes concrètes d'action pour préserver ou améliorer l'état de l'habitat dans les sites Natura 2000 concernés.

Les objectifs de cette étude sont donc les suivants: (1) Avoir une estimation aussi précise que possible des effectifs de la population à l'intérieur du périmètre Natura 2000 étudié, de manière à avoir un état de la situation au moment de la mise en place effective du Réseau européen en région wallonne; (2) faire ressortir les principaux facteurs du milieu qui expliquent les différences d'abondance de l'espèce dans le site; (3) donner des pistes concrètes de gestion pour maintenir ou améliorer le statut de l'espèce dans et éventuellement en dehors du site.

## Matériel et méthodes

### Zone d'étude et caractéristiques de l'habitat

Les deux zones incluses dans 2 périmètres Natura 2000 sont situées dans la dépression famennienne (schistes frasniens et couviniens) au sein de la région wallonne. La première zone inventoriée est localisée sur la commune de Beauraing à l'intérieur du périmètre du site BE35036 (Vallée du Biran) entre les villages de Gozin et de Wanlin. Les tronçons inventoriés sont situés sur le Petit Biran (tronçons "PB"), le Biran (tronçons "B"), ainsi que sur de petits affluents servant souvent également de fossés de drainage (tronçons "F"). La seconde zone comprend un petit cours d'eau situé à l'est du lieu-dit Genîmont (commune de Rochefort) à l'intérieur du site BE35037 (tronçons "G"). La Figure 1 permet de situer ces 2 zones.

Préalablement à tout comptage des individus, l'intégralité du réseau de cours d'eau et drains à prospecter a été parcouru pour être cartographié, sur base de leurs caractéristiques physiques et de leur végétation. Sur base des différents faciès repérés par les différents observateurs, quarante-trois tronçons de longueur variable ont ainsi été délimités (voir Figure 1). Pour chacun d'entre eux, les caractéristiques suivantes ont été notées (voir Tableau 1): longueur du tronçon (en

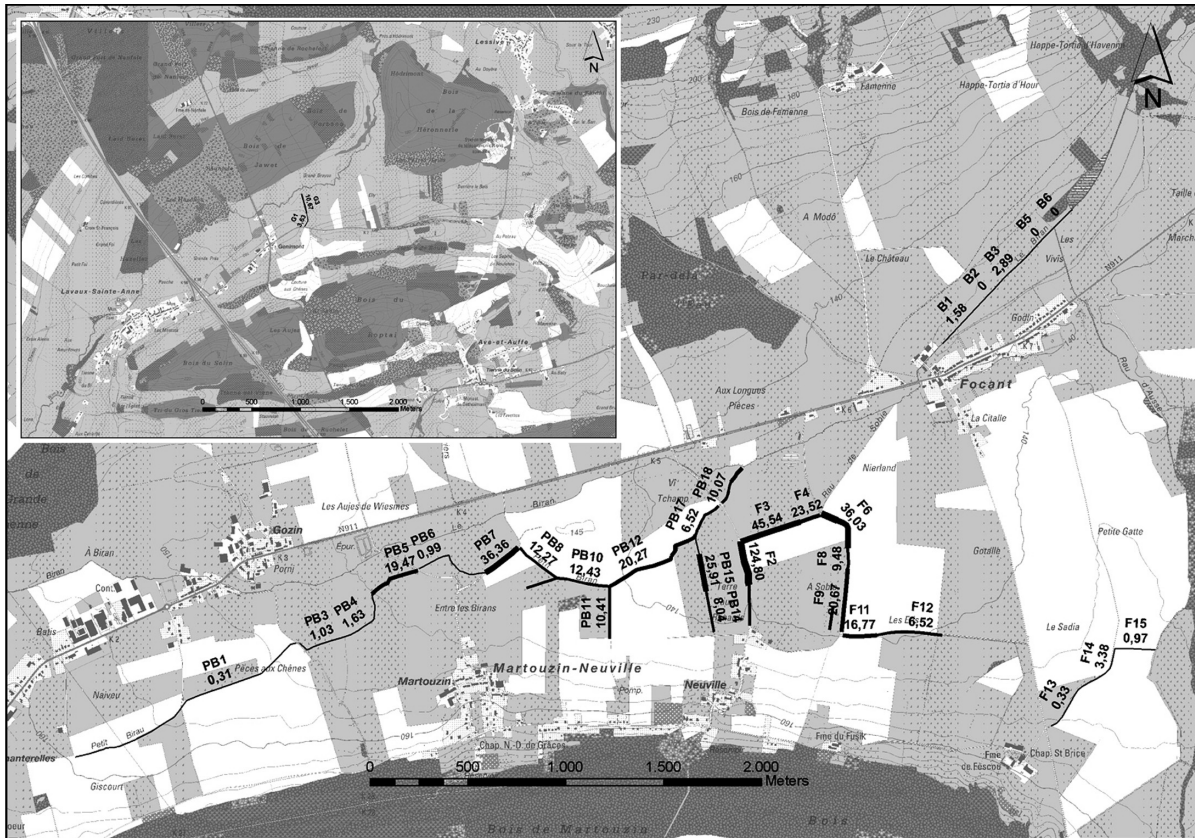


Figure 1: Situation générale des 43 tronçons étudiés à l'intérieur du site BE35036 et abondance des mâles (exprimée par 100 mètres de cours d'eau). L'épaisseur du trait est proportionnelle à l'abondance qui a été ventilée en 5 classes (0 à 4 mâles/5 à 14 mâles/15 à 24 mâles/25 à 49/50 à 125 mâles).

mètres), largeur du ruisseau (en centimètres), hauteur moyenne des berges (en centimètres), recouvrement du ruisseau par la végétation herbacée (en pourcents), recouvrement du ruisseau par des alignements d'arbres ou des buissons (coefficient de Braun-Blanquet), présence/absence de glycéries (*Glyceria* sp.), de la baldingère (*Phalaris arundinacea*), de la berle (*Berula erecta*), du cresson de fontaine (*Nasturtium officinale*), de callitriches (*Callitriche* sp.), du potamot dense (*Groenlandia densa*), de *Carex* sp., de la véronique aquatique (*Veronica anagallis-aquatica*), de l'ache nodiflore (*Apium nodiflorum*), et enfin la présence/absence d'une tournière en bordure du cours d'eau sur au moins un des 2 côtés.

### Recensement des individus

Afin que les estimations d'effectifs soient les plus fiables et les plus comparables possibles, le comptage a été réalisé par 5 personnes au cours d'une seule journée (le 4 juillet 2006) par beau temps (température supérieure à 25°C à la mi-journée). En s'inspirant de la méthodologie

proposée par THOMPSON *et al.* (2003b), chaque intervenant a parcouru l'une des 2 rives des tronçons à prospecter en marchant lentement et en notant le nombre de mâles, de femelles, de tandems et les comportements de ponte sur chacun des 43 tronçons préalablement définis. Bien que *Coenagrion mercuriale* soit presque la seule espèce de *Coenagrion* présente sur ces cours d'eau (des captures préalables ont montré que *Coenagrion puella* est aussi présente mais en très petit nombre sur le site), des individus étaient régulièrement capturés par filet fauchoir pour être contrôlés avant d'être relâchés. Notons que pour les analyses descriptives et inférentielles, on utilisera le logarithme népérien des abondances relatives observées (nombre d'individus/100 mètres de ruisseau) de manière à pondérer l'importance des valeurs extrêmes.

### Analyses d'eau

Le 13 septembre 2007, le pH et la conductivité ont été relevés sur 33 des 43 tronçons à l'aide du pH-mètre HANNA HI991300 (précision de 0,01 unité pour le pH à 20°C, de 1µS/cm pour la

conductivité et de 0,5°C pour la température). Le 17 octobre 2007, 3 autres tronçons (G1, G2 et G3) ont également été analysés. De plus, à 11 endroits du réseau, un échantillonnage plus approfondi a eu lieu le 23 janvier 2007 à l'aide d'un Multiparamètre de terrain WTW Multi 197i (précision de 0,01 unité pour le pH, 0,5% pour la conductivité, 0,5% pour l'oxygène dissous et de 0,1°C pour la température). Ces mesures étaient surtout destinées à avoir une idée sur la teneur des eaux en nitrates, en phosphates, en carbonates de calcium, ainsi que sur le degré de saturation en O<sub>2</sub>. Ces analyses d'eau ont été réalisées par le Centre de Recherche de la Nature des Forêts et du Bois d'Harchies.

### Traitement statistique

Les relations entre les données écologiques récoltées en été et en hiver sur les 36 tronçons caractérisés par des données écologiques ont d'abord été visualisées avec une analyse en composante principale (ACP) à l'aide du logiciel CANOCO. Ce type d'analyse multivariée descriptive permet d'identifier les axes majeurs de covariation de l'information écologique et d'identifier des sous-ensembles de variables qui varient de la même manière et qui décrivent chacun des conditions écologiques différentes. De manière à révéler les conditions écologiques qui favorisent les abondances de *Coenagrion mercuriale*, le logarithme népérien des abondances relatives observées par tronçon est placé en point supplémentaire sur le graphique.

Afin d'identifier plus précisément les variables écologiques qui expliquent les variations de densité, on procède à des régressions simples et multiples linéaires en ajoutant aux variables initiales le carré de leurs valeurs standardisées pour pouvoir prendre en compte des relations non-linéaires de type gaussien. Les régressions simples permettent de mesurer l'importance respective des rôles des différentes variables. Etant donné les corrélations partielles entre les variables écologiques, on a choisi de tester l'ensemble des combinaisons possibles des variables standardisées et de leur carrés et de ne retenir que les 3 meilleurs modèles (avec 1 à 5 variables écologiques) sur la base du critère AIC et du coefficient de détermination. Le critère AIC est en principe indépendant du nombre de variables dans un modèle. Plutôt que de ne sélectionner qu'un modèle prédictif déterministe précis, on préfère dans le cadre de cette analyse

avoir une approche permettant d'identifier le ou les groupes de variables qui expliquent le mieux les densités de *C. mercuriale*.

## Résultats

### Estimation des effectifs de la population

Le Tableau 1 présente les résultats des estimations de la population réalisées pendant cette étude et le Tableau 2 présente les données de tronçons pour lesquels une comparaison avec des recensements antérieurs est possible. Enfin la Figure 1 montre la répartition de l'espèce en fonction de son abondance sur les 43 tronçons inventoriés.

Les effectifs absolus par tronçons ont été rapportés à une longueur standardisée de 100 mètres pour pouvoir être comparables.

On notera tout d'abord que le nombre d'individus mâles varie de 0 à 124,8/100 mètres (pour le tronçon F2), alors que les nombres de femelles seules et de tandems varient respectivement de 0 à 3,08/100 mètres et de 0 à 12,34/100 mètres (pour le tronçon F9). Les observations de comportement de ponte sont rares puisqu'elles ne dépassent pas 1,76/100 mètres. La disproportion entre les observations de mâles et de femelles est grande puisqu'on compte 85,8% de mâles. Ces proportions sont comparables à celles renseignées par d'autres auteurs qui signalent 80 à 90% de mâles (CORBET, 1999 ; HUNGER & RÖSKE, 2001; DIJKSTRA *et al.*, 2002). Rappelons que cette disproportion s'explique en grande partie par le fait que les femelles ne séjournent sur les cours d'eau que le temps de l'accouplement et de la ponte, contrairement aux mâles qui y passent une grande partie de leur vie (HUNGER & RÖSKE, 2001; THOMPSON *et al.*, 2003 ; PURSE & THOMPSON, 2005).

Les données du Tableau 2 nous renseignent sur l'évolution des effectifs sur des tronçons qui ont été prospectés à plusieurs reprises entre 1984 et 2006. En effet, il n'y a pas un recouvrement total entre les tronçons prospectés lors des différents comptages. En particulier, cette étude-ci s'est attachée au recensement de la population incluse dans les sites Natura 2000 BE35036 et BE35037. Même si on sait que le résultat des comptages doit toujours être pris avec précaution, tant la variation peut être grande en fonction de la météo et de l'époque de l'année

Tableau 1 : Effectifs de *Coenagrion mercuriale* observés en juillet 2006 et valeurs des différents paramètres notés à cette date. Pour les individus, les résultats sont donnés en valeur absolue ("abs") et rapportés à 100 mètres de cours d'eau ("rel"). La largeur du cours d'eau (à la surface) est exprimée en centimètres, le recouvrement du ruisseau par la végétation herbacée émergée en %, la température en degré °C, le recouvrement en buissons à l'aide des coefficients de Braun-Blanquet, la conductivité en  $\mu S/cm$  et la longueur du tronçon en mètres. Pour ne pas alourdir la présentation du tableau, certains paramètres ne sont pas affichés (plantes immergées, présence de tournières).

Tronçon	Mâle_rel	Mâle_abs	Femelle_rel	Femelle_abs	Tandem_rel	Tandem_abs	Ponte_rela	Ponte_abs	Largeur	RecRuisseau	Température	RecBuisson	Conductivité	pH	Longueur	Hauteur des rives
F13	0.33	1	0	0	0	0	0	0	50	0	.	0	A sec	A sec	301.94	50
F15	0.97	2	0	0	1.46	3	0	0	50	100	.	5	A sec	A sec	205.39	100
F14	3.38	8	0	0	0.42	1	0	0	50	0	24.1	0	1351	7.86	236.45	50
F8	9.48	10	0	0	0.95	1	0	0	100	90	18	0	630	7.75	105.52	50
F10	11.16	13	0	0	4.29	5	0	0	100	75	.	0	A sec	A sec	116.45	20
F11	16.77	29	0	0	2.31	4	0	0	50	100	.	0	A sec	A sec	172.94	50
F12	6.52	22	0	0	0.89	3	0	0	75	90	20	1	742	7.78	337.36	50
PB7	36.36	80	0.45	1	2.27	5	0.45	1	75	50	17.2	0	739	7.83	211.58	100
PB12	20.27	73	0	0	4.44	16	0.56	2	150	30	17.4	0	708	7.75	360.05	150
B6	0	0	0	0	0	0	0	0	200	100	22.5	5	840	8.24	139.06	200
B5	0	0	0	0	0	0	0	0	200	10	22.4	3	833	8.2	152.05	200
B4	2.13	1	0	0	0	0	0	0	200	10	22.5	3	837	8.24	47.03	200
B3	2.89	4	0	0	0	0	0	0	200	20	22.6	3	840	8.22	138.41	200
B2	0	0	0	0	0	0	0	0	200	20	22.1	3	838	8.15	76.74	200
B1	1.58	5	0	0	0	0	0	0	200	20	22.2	3	844	8.26	316.63	200
PB8	12.27	27	1.36	3	0.45	1	0	0	75	50	17.4	2b	732	7.76	220.03	150
PB10	12.43	37	2.69	8	0.67	2	0.67	2	75	50	17.8	0	710	7.7	297.72	150
PB9	12.2	20	1.83	3	1.83	3	0	0	25	70	17.7	0	676	7.64	164.05	100
PB18	10.07	12	1.68	2	3.36	4	0	0	150	100	17.6	5	715	7.91	119.18	100
PB19	18.3	17	0	0	2.15	2	0	0	150	50	17.7	2b	712	7.93	92.87	100
PB17	6.52	13	0.5	1	0.5	1	0	0	75	90	17.9	3	718	7.85	199.31	100
PB16	4.03	4	0	0	1	1	0	0	50	90	.	1	A sec	A sec	99.3	50
PB15	25.91	50	1.55	3	6.22	12	0	0	50	90	.	0	A sec	A sec	192.97	50
PB14	8.04	17	0.47	1	1.52	3	0	0	30	60	.	0	A sec	A sec	211.38	50
PB13	19.51	35	0.56	1	10.03	18	0.56	1	200	60	17.1	0	692	7.93	179.42	150
G1	3.63	3	0	0	0	0	0	0	100	95	12	0	748	7.78	82.48	100
G2	1.56	1	0	0	0	0	0	0	100	100	12	3	735	7.72	64.15	100
G3	10.67	22	0	0	5.34	11	0.49	1	100	50	12	0	745	7.75	206.13	100
PB11	10.41	28	1.49	4	0	0	0	0	50	100	16.3	2a	660	8.15	268.88	50
F7	37.66	30	0	0	7.53	6	0	0	100	100	18.7	0	674	7.72	79.66	50
PB5	19.47	53	0.37	1	4.04	11	0	0	50	50	14.4	3	758	7.98	272.27	50
PB4	1.63	5	0	0	0.33	1	0	0	50	100	14.8	3	783	8.02	306.73	50
PB3	1.03	2	0	0	0	0	0	0	50	100	14.9	3	799	8.27	193.24	50
PB2	0	0	0	0	0	0	0	0	150	100	14.2	3	867	8.13	59.75	100
PB1	0.31	4	0	0	0	0	0	0	100	100	14.3	5	748	8.1	1301.6	100
F6	36.03	33	0	0	13.1	12	0	0	100	10	17.9	0	656	7.66	91.59	50
F5	51.68	47	0	0	8.8	8	0	0	100	90	17.4	0	630	7.63	90.94	50
F4	23.52	25	0	0	0	0	0	0	50	80	17.8	0	657	7.65	106.31	100
F3	45.54	146	1.56	5	5.62	18	0	0	100	100	17.1	0	700	7.13	320.57	50
F2	124.8	284	0.44	1	1.76	4	1.76	4	50	100	16.6	0	786	7.37	227.54	50
F1	11.66	24	0	0	0	0	0	0	25	0	17.1	0	758	7.75	205.86	50
F9	20.67	67	3.08	10	12.34	40	0	0	100	100	17.2	0	586	7.84	324.17	50
PB6	0.99	4	0	0	0	0	0	0	100	50	16.9	3	780	8.16	402.87	100

Tableau 2: Évolution des effectifs dans les 11 secteurs communs aux différents recensements. La numérotation des secteurs est celle attribuée par GOFFART *et al.* (2001), celle de 2006 est entre parenthèses.

Secteurs	Maxima (période 1984 à 1989)	07/1995	06/2000	08/2000	06/2001	07/2001	4/7/2006
S1 (F11-F12)	300+	?	0	21	?	3	65
S2 (F4-F5-F6-F7-F8-F9)	200+	?	2	219	459	91	331
S3 (F4)	50	?	0	0	0	0	25
S7 (PB1 partim)	?	50	0	0	?	?	9
S8 (PB1 partim)	?	?	5	0	?	?	4
S9 (PB6-PB7)	?	?	26	17	0	0	91
S10 (PB8)	?	?	2	0	?	?	32
S14 (PB18-PB19)	?	?	12	0	?	?	43
S15 (F1-F2)	?	?	88	14	?	24	317
S16 (F10)	?	?	2	?	24	?	23
S18 (F14)	?	?	4	?	?	?	18

notamment (GOFFART *et al.*, 2001), on constate néanmoins que comme le suggérait déjà GOFFART, les tronçons S2 et S15 constituent deux noyaux de population importants (nombre de mâles/100 mètres entre 9 et 124,8). Nous ajouterons cependant qu'au moins 2 autres tronçons (non prospectés dans les études antérieures), les tronçons F3 et PB15, présentaient également des populations importantes au moment de notre passage avec respectivement 45,54 et 25,91 mâles pour 100 mètres.

### Analyses physico-chimiques

Les données du Tableau 1 indiquent que le pH mesuré en été varie de 7,13 à 8,27 et la conductivité de 586 à 867  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La température affiche des différences importantes d'un tronçon à l'autre puisqu'elle varie de 14,2 à 24,1 °C pour une même journée. Ceci est dû en partie au fait que les relevés ont été effectués tout au long de la journée du 13 septembre en commençant tôt le matin jusqu'en milieu de journée par un temps ensoleillé.

Les données physico-chimiques récoltées en janvier 2007 sur 11 points du réseau sont présentées au Tableau 3. Plusieurs éléments intéressants sont à épingler, tout en gardant à l'esprit que ces valeurs ont été enregistrées en plein hiver.

- Le tronçon "F13" est tout à fait à part. Les principaux paramètres indiquent une pollution organique très importante (turbidité, taux d'ammoniac et de phosphates très élevés, saturation en  $\text{O}_2$  très faible). On notera

également que c'est le tronçon qui a la température la plus faible (2°C). Lors des prospections, seules des larves d'*Eristalis* sp. (Syrphidae) y ont été notées en grand nombre.

- Sur le reste du réseau, le taux d'alcalinité qui traduit le taux d'ions  $\text{HCO}_3^{2-}$  et  $\text{OH}^-$  est important (il varie de 4,07 à 6,46 mEq/L) et est à mettre en relation avec les valeurs élevées d'ions Ca, indiquant une forte charge en calcaire de ces eaux.

Le degré d'eutrophisation de ces tronçons est également assez important, puisque la teneur en ions nitrates varie de 22,4 à 92,5 mg/L et que ce taux est considéré comme "passable" à partir de 25 mg/L et de "mauvais" à partir de 50 mg/L dans le système français des normes d'aptitude de l'eau (potentialité biologique) adopté par la Belgique. Par contre, le taux d'orthophosphates varie de 0,083 à 0,36 mg/L, ce qui correspond à un taux "bon" (quand il est inférieur à 0,5 mg/L) ou "très bon" (quand il est inférieur à 0,10 mg/L).

La conductivité affiche également des valeurs importantes puisqu'elle varie de 557 à 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Certaines de ces valeurs sont nettement supérieures à celles qui sont citées dans la littérature. En effet, STERNBERG & BUCHWALD (1999) mentionnent des valeurs de nitrates comprises entre 0,36 et 4,01 mg/L, des valeurs de phosphates comprises entre 0,01 et 0,066 mg/L et des valeurs de conductivité comprises entre 115 et 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . De même THOMPSON *et al.* (2003a) citent respectivement des valeurs tournant autour des 0,2 mg/L pour les nitrates et de 0,025 mg/L pour les phosphates,

Tableau 3: Résultats des analyses physico-chimiques des cours d'eau réalisées le 23 janvier 2007.

N° échantillon	Date	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg O2/l)	Saturation O2 (% O2)	DCO (mg O2/l)	DBO5 (mg O2/l)	COT (mg C/l)	Ammonium (mg NH4+/l)	Ammoniac (mg NH3/l)	Nitrites (mg NO2-/l)	Nitrates (mg NO3-/l)	ortho-Phosphates [mg PO4--/l]	Phosphore total (mg P/l)	Turbidité (NTU)	Couleur apparente (Pt/Co)	X20°C (µS/cm)	Alcalinité totale (méq/l)	Sulfates (mg SO4-/l)	Chlorures (mg Cl-/l)	Calcium (mg Ca+/l)	Magnésium (mg Mg++/l)	Sodium (mg Na+/l)	Potassium (mg K+/l)	Fer dissous (mg Fe/l)	Fer total (mg Fe/l)	Silice (mg SiO2/l)	N° échantillon
F13	23/01/07	2.0	8.07	5.44	37.8	1175.2	442.3	398.3	89.807	1.1953	0.276	4.9	14.132	8.525	202.8	4016.1	1769	17.72	57.6	88.2	131.2	30.3	45.3	183.1	1.27	3.54	13.5	Bit2
F9	23/01/07	5.3	8.08	12.07	96.5	6.9	1.8	2.0	0.026	0.0004	0.040	32.8	0.115	0.072	14.5	73.4	626	5.80	30.1	21.6	122.9	9.9	6.8	4.7	0.03	0.48	6.9	X8
F13	23/01/07	7.3	8.02	11.00	92.7	7.6	3.6	2.1	0.710	0.0120	0.116	33.3	0.293	0.137	1.5	6.6	607	5.60	32.8	18.6	118.8	9.2	7.4	4.9	0.01	0.12	7.4	X7
PB14	23/01/07	6.8	7.70	10.40	86.9	5.0	1.6	1.2	0.033	0.0003	0.075	92.5	0.150	0.065	3.8	26.1	750	5.41	39.9	34.1	137.2	11.5	10.1	8.0	0.01	0.26	6.7	J8
PB13	23/01/07	4.2	7.89	10.01	77.9	3.6	2.8	2.9	0.448	0.0046	0.273	48.0	0.241	0.108	2.4	33.6	647	5.19	36.1	31.2	120.4	9.7	11.0	3.1	0.02	0.24	6.9	J9
PB7	23/01/07	4.6	8.02	11.19	88.9	8.9	2.6	2.8	0.390	0.0056	0.146	45.7	0.210	0.114	3.5	23.7	663	5.35	36.9	34.8	123.5	9.9	12.0	2.5	0.02	0.26	7.1	J1
PB6	23/01/07	5.1	8.03	12.00	96.0	9.5	1.7	2.6	0.033	0.0005	0.046	45.1	0.101	0.076	17.0	85.2	650	5.29	36.1	33.3	122.7	10.5	11.4	1.8	0.01	0.62	7.0	X9
PB3	23/01/07	5.5	7.99	11.91	95.3	7.3	1.5	2.1	0.030	0.0004	0.064	49.2	0.091	0.049	5.4	26.1	661	5.22	38.3	35.9	124.5	9.9	11.7	1.5	0.01	0.26	6.9	X12
PB1	23/01/07	6.3	7.89	11.41	93.3	8.2	1.5	2.4	0.040	0.0005	0.053	39.7	0.083	0.052	8.4	37.4	647	5.37	37.6	31.8	123.1	9.5	11.6	1.4	0.01	0.34	6.9	X14
B3	23/01/07	4.1	8.02	11.45	88.4	15.8	3.7	4.3	0.679	0.0093	0.278	43.9	0.360	0.181	16.9	100.9	557	4.07	33.3	32.6	93.9	9.8	12.7	4.3	0.05	0.56	7.0	J16
G1	23/01/07	4.8	7.88	11.29	89.7	9.2	1.4	2.8	0.051	0.0005	0.045	22.4	0.181	0.082	9.1	49.7	696	6.46	30.6	34.6	137.9	9.0	11.9	2.8	0.02	0.35	7.3	P2a

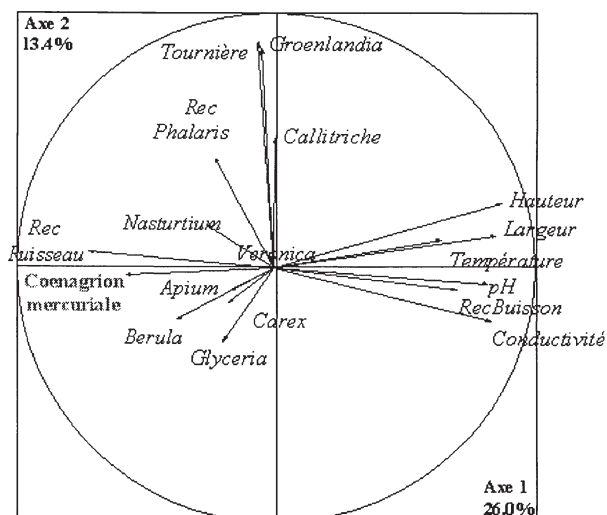


Figure 2. Cercle des corrélations de l'ACP montrant les relations entre les variables écologiques. L'abondance relative de *Coenagrion mercuriale* est placée en variable supplémentaire.

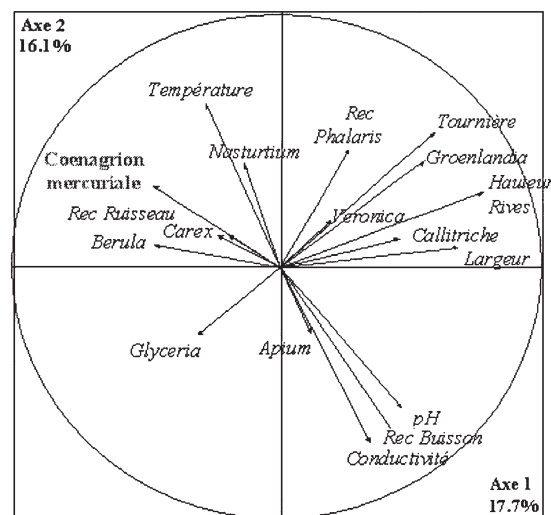


Figure 3. Cercle des corrélations de l'ACP montrant les relations entre les variables écologiques en mettant en points supplémentaires les tronçons B1 à B6. L'abondance relative de *Coenagrion mercuriale* est placée en variable supplémentaire.

tout en signalant que des valeurs nettement plus élevées ne sont pas rares. Cet auteur signale aussi des valeurs de conductivité variant entre 150 et 550  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Il faut cependant signaler que les auteurs ne précisent pas le moment de l'année auquel les analyses ont été faites. Or on observe couramment des fluctuations assez importantes d'une saison à l'autre: le taux de nitrates peut être deux fois supérieur en hiver à ce qu'il est en été, alors qu'on observe le phénomène inverse pour les phosphates (M. Canon, *com. pers.*).

Le pH s'échelonne entre 7,7 à 8,08 et le degré de saturation d' $\text{O}_2$  varie de 77,9 à 96,5%. Ces valeurs sont comparables à celles citées dans la littérature puisque STERNBERG & BUCHWALD (1999) renseignent des valeurs de pH de 6,8 à 8,5 (en été) et THOMPSON *et al.* (2003) citent des valeurs de pH comprises entre 7,0 et 7,5 et un degré de saturation de 91 à 100%.

La température de l'eau est de 4,1 à 7,3°C, les 3 tronçons affichant les températures les plus élevées (alors que la température de l'air le jour du prélèvement était négative) sont les tronçons F1, PB14 et PB1. THOMPSON *et al.* (2003a) signalent que les températures hivernales sur les secteurs colonisés par l'Agrion de Mercure en Grande-Bretagne s'échelonnent entre 4 et 11°C.

### Résultats des analyses statistiques

La Figure 2 donne les résultats de l'ACP sur les 36 tronçons disposant de variables écologiques. Les deux premiers axes expliquent respectivement 26,6% et 13,4% de la variance totale du jeu de données écologiques.

L'axe 1 montre une forte covariation des variables Hauteur, Largeur, Température, pH, Rec Buisson et Conductivité qui s'opposent à la variable Rec Ruisseau. Les abondances de *C. mercuriale* répondent bien à cet axe de covariation des variables écologiques. Toutefois, cette axe est défini du côté positif par un bloc de tronçons isolés des autres (B1 à B6) qui sont aussi caractérisés par de très faibles abondances de *C. mercuriale*. Une nouvelle analyse a donc été réalisée en mettant en objets supplémentaires ces 6 tronçons isolés dont les résultats sont présentés à la Figure 3. Celle-ci révèle une légère rotation de l'axe principal de covariation écologique. La variable Rec Ruisseau l'explique moins. Les variables pH, Conductivité, Rec Buisson, Hauteur, Largeur restent les plus pertinentes pour expliquer de faibles abondances de *C. mercuriale*. La variable Température a par contre complètement changé de sens puisqu'elle tend à être corrélée positivement à l'abondance de *C. mercuriale* expliquée par le plan des deux premiers axes principaux.



Le Tableau 4 montre quant à lui que les variables pH, RecBuisson, Largeur, Hauteur Rives et Conductivité ont une influence négative sur les abondances de *C. mercuriale*. Les variables Température et Largeur montrent des relations non-linéaires avec un maximum pour les valeurs médianes (les extrêmes ont un effet négatif). La variable pH explique à elle seule presque 3/5 de la variance des abondances. Les variables Rec Ruisseau, Rec Phalaris, présence de *Glyceria*, de *Berula* et de *Nasturtium* ont un effet positif mais moindre que les premières variables. Les valeurs extrêmes de la variable Rec Phalaris semblent avoir tendance à favoriser les abondances de *C. mercuriale*.

Tableau 4. Résultats de régressions simples pour chaque variable écologique en donnant le signe du paramètre de pente et le coefficient de détermination  $r^2$  pour les variables qui expliquent au moins 5% de la variance des abondances de *C. mercuriale*.

Variables	Signe	$r^2$
pH	-	59.3%
RecBuisson	-	52.2%
Température <sup>2</sup>	-	34.6%
Largeur	-	31.1%
Largeur <sup>2</sup>	-	28.7%
Hauteur Rives	-	26.3%
Conductivité	-	22.9%
Hauteur Rives <sup>2</sup>	-	20.7%
Rec. Ruisseau	+	18.0%
Rec. Phalaris	+	14.5%
Rec. Phalaris <sup>2</sup>	+	12.1%
Rec. Buisson <sup>2</sup>	-	11.1%
<i>Glyceria</i>	+	10.6%
<i>Berula</i>	+	9.9%
<i>Nasturtium</i>	+	8.0%
Longueur <sup>2</sup>	-	6.2%
Température	-	5.1%

Les résultats des 3 meilleurs modèles avec de 1 à 5 variables écologiques sont résumés dans le tableau 5. On retrouve logiquement les variables les plus importantes du tableau précédent (pH, RecBuisson, Température<sup>2</sup>)<sup>1</sup> mais aussi le recouvrement de *Phalaris* et la présence de *Glyceria* voire de *Callitriche*. Les modèles de 1 à 3 variables restent les mêmes si on élimine les tronçons B1 à B6 qui sont géo-graphiquement éloignés des autres. Ils restent similaires pour les modèles de 4 et 5 variables.

<sup>1</sup> L'utilisation d'une variable au carré permet de mettre en évidence l'influence possible de valeurs extrêmes pour cette variable

Tableau 5. Résultats de régressions multiples et identification des modèles qui maximisent le coefficient de détermination  $r^2$  et le critère AIC. Les variables en italique ont un effet négatif sur les abondances de *C. mercuriale* (lorsqu'elles augmentent, les abondances diminuent). Pour les variables au carré, un effet négatif indique que les valeurs extrêmes ont un effet négatif et les valeurs médianes ont un effet positif.

$r^2$	AIC	Variabiles écologiques sélectionnées dans les modèles
<b>Une variable</b>		
0.5933	-6.9311	<i>pH</i>
0.5220	-0.9503	<i>RecBuisson</i>
0.3463	10.6299	<i>Température</i> <sup>2</sup>
<b>Deux variables</b>		
0.7000	-16.1839	<i>pH</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.6909	-15.0820	<i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.6641	-12.0110	<i>RecPhalaris</i> <i>pH</i>
<b>Trois variables</b>		
0.7718	-24.3099	<i>Glyceria</i> <i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.7639	-23.0500	<i>RecPhalaris</i> <i>pH</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.7572	-22.0080	<i>RecBuisson</i> <i>pH</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
<b>Quatre variables</b>		
0.8248	-32.0908	<i>Glyceria</i> <i>RecPhalaris</i> <i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.8223	-31.5749	<i>Callitriche</i> <i>Glyceria</i> <i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.8177	-30.6135	<i>Callitriche</i> <i>Glyceria</i> <i>RecBuisson</i> <i>Conductivité</i>
<b>Cinq variables</b>		
0.8642	-39.5131	<i>Glyceria</i> <i>RecPhalaris</i> <i>RecBuisson</i> <i>pH</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.8598	-38.3259	<i>Callitriche</i> <i>Glyceria</i> <i>RecPhalaris</i> <i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup>
0.8466	-35.0077	<i>Glyceria</i> <i>RecPhalaris</i> <i>RecBuisson</i> <i>Température</i> <sup>2</sup> <i>RecBuisson</i> <sup>2</sup>

## Discussion

### Etat de la population

La présente étude a permis d'effectuer un nouveau recensement précis de la population de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) à l'intérieur des sites Natura 2000 BE35036 et BE35037 en suivant une méthodologie standardisée s'inspirant des travaux de THOMPSON *et al.* (2003b). En ce qui concerne les abondances par tronçons de 100 mètres, il est intéressant de comparer ces résultats avec ceux de la littérature. Ainsi dans son étude réalisée sur un réseau de canaux et fossés situés dans le Baden-Wurttemberg, RÖSKE (1995) renseigne des abondances de 1 à 10 individus/100 mètres pour 80% des tronçons explorés. Sur les 20 autres pourcents, le nombre d'individus variait de 11 à

50/100 mètres. Par contre DIJKSTRA *et al.* (2002) renseignent des abondances pouvant aller jusqu'à 100 voire même 250 individus dans certains sites allemands et anglais.

BUCHWALD *et al.* (1989) ont proposé une typologie des ruisseaux à Agrion de Mercure basée sur des classes d'abondance. Les populations comptant moins de 10 individus/100 mètres devraient être considérées comme "fortement menacées", les populations de 10 à 20 individus comme "menacées", les populations de 20 à 50 individus comme "relativement non menacées" et les populations de plus de 50 individus/100 mètres comme "non menacées". Si l'on suit cette proposition et qu'on l'applique à la zone d'étude, on peut considérer que 60% (5571 mètres) sont des tronçons "fortement menacés", 18,5% (1721 mètres) sont des tronçons "menacés", 18,1% (1686 mètres) sont "relativement non menacés" et seulement 3,4% (318 mètres) peuvent être considérés comme "non menacés". Les tronçons correspondant aux 2 dernières catégories (correspondant aux secteurs F2 à F7, PB7 et PB15) peuvent être considérés comme abritant des populations noyaux, certains de ces tronçons ayant d'ailleurs déjà été désignés comme tels par GOFFART *et al.* (2001).

Comme le rappellent GOFFART *et al.* (2001), les effectifs qui peuvent être comptabilisés lors de séances de recensement telles que celle réalisée dans cette étude ne représentent qu'une fraction de la population réelle. Des expériences précises de capture-marquage-recapture ont permis d'estimer que pour avoir une estimation pertinente de la population réelle d'un site, il était nécessaire de multiplier les valeurs observées par un facteur de 3 à 10 (JENKINS, 1995; THOMPSON *et al.*, 2003b; PURSE & THOMPSON, 2005). Comme le nombre total d'individus observés en 2006 était de 1694, on peut estimer que la population réelle sur le réseau prospecté pendant cette étude doit être comprise entre 5.000 et 17.000 individus.

Les chiffres d'un recensement doivent être considérés avec d'autant plus de prudence que les effectifs observés peuvent varier fortement d'une année à l'autre et même au cours de la même saison. C'est la raison pour laquelle, THOMPSON *et al.* (2003b) suggèrent de ne faire ces évaluations qu'en respectant une méthodologie stricte qui permette des comparaisons. Ainsi, les

comptages (dans un rayon de 5 mètres autour de l'observateur) ne devraient être réalisés que pendant les pics de population, soit entre le 20 juin et le 18 juillet (dates définies pour la Grande-Bretagne), de préférence en fin de matinée et en début d'après-midi, lorsque la température à l'ombre est d'au moins 17°C, lorsqu'il y a au moins 50% de périodes ensoleillées et enfin lorsque la vitesse du vent est inférieure ou égale à 4 Beaufort. Notons que l'ensemble de ces conditions étaient réunies lors des prospections réalisées le 4 juillet 2006. Idéalement, ces comptages devraient se faire une fois par semaine pendant la période favorable.

La comparaison des effectifs comptabilisés lors des prospections réalisées sur des tronçons communs entre 1984 et 2006 suscitent deux commentaires. Tout d'abord, on note la très forte régression de la population du secteur F12 suite au développement des aulnes plantés en 1989 et à un assèchement partiel du fossé (voir plus loin). Ensuite, les deux secteurs les plus peuplés en 1984 (S2 et S15 dans le Tableau 2) le sont toujours en 2006 ce qui indique que les populations noyaux sont restées relativement stables. Il est plus difficile de dégager des tendances pour les autres secteurs dont les populations semblent être restées stables au cours du temps.

### **Facteurs de milieu influençant l'abondance de l'espèce**

Les analyses physico-chimiques de l'eau apportent une série d'enseignements intéressants. Certaines variables affichent des valeurs comparables à celles qui ont été notées dans d'autres études similaires. Ainsi, les valeurs de pH (comprises entre 7,13 et 8,27 en été et entre 7,7 et 8,08 en hiver) sont tout à fait similaires aux valeurs rapportées par STERNBERG & BUCHWALD (1999) (6,8 à 8,5 (en été)) et par THOMPSON *et al.* (2003a) (7,0 à 7,5). Cependant, il est important de préciser que le pH n'est pas en lui-même un facteur déterminant comme le signalent notamment THOMPSON *et al.* (2003a), car il est fortement lié à d'autres facteurs comme la conductivité, l'accumulation et la lente décomposition de la matière organique CORBET (1999).

Le taux de saturation en O<sub>2</sub> est élevé (proche ou supérieur à 90% excepté pour le tronçon PB13 et surtout pour le tronçon F13 qui est très

pollué par les effluents émanant de la ferme de Fescau), ce qui démontre une bonne oxygénation de la plupart des cours d'eau prospectés (un taux égal ou supérieur à 90% est considéré comme "très bon" et un taux compris entre 70 et 90% comme "bon" dans le système français des normes d'aptitude de l'eau – potentialité biologique), malgré une eutrophisation assez importante de la plupart d'entre eux. En effet, certains indicateurs d'eutrophisation (taux de nitrates/ ammonium) sont élevés et nettement supérieurs aux fourchettes citées dans la littérature (voir "Résultats"). De même la conductivité est partout élevée (entre 550 et 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), ce qui peut être expliqué par l'eutrophisation mais aussi par la teneur élevée en calcaire (ions Ca et taux d'alcalinité reflétant le taux d'ions  $\text{HCO}_3^{2-}$  et OH). Cette dernière caractéristique est d'ailleurs assez souvent mentionnée par les auteurs (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; THOMPSON *et al.*, 2003a) et est intimement liée au fait que la plupart des ruisseaux habités par l'espèce dans le nord de son aire de répartition sont au moins partiellement alimentés par des eaux souterraines riches en calcaire (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; ROUQUETTE & THOMPSON, 2005). Cette propriété a comme conséquence importante que ces eaux conservent une température plus élevée que la moyenne en hiver et donc ne gèlent pas (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; DIJKSTRA *et al.*, 2002). Ainsi, THOMPSON *et al.* (2003a) renseignent des températures hivernales des cours d'eau comprises entre 4 et 11°C. Cette caractéristique pourrait être un facteur clé de la présence de l'espèce sous nos latitudes dans des cours d'eau de très petite taille qui risqueraient d'être gelés s'ils n'étaient pas alimentés par ces eaux légèrement plus chaudes en hiver. Les températures notées au mois de janvier 2007 sont presque toutes situées entre 4,1 et 7,3°C ce qui correspond aux températures citées par THOMPSON *et al.* (2003a). Seul le tronçon F13 avait une température inférieure puisqu'elle était de 2,0°C.

Il est intéressant de noter que l'eutrophisation assez importante des eaux étudiées en hiver (taux de nitrates notamment) ne semble pas être un facteur limitant en soi pour l'abondance de l'espèce contrairement à ce que suggèrent STERNBERG & BUCHWALD (1999). Ainsi les tronçons "noyaux" se caractérisent par des valeurs assez élevées pour ces 2 paramètres (32,8

à 92,5 mg/L pour les nitrates et 0,115 à 0,293 mg/L pour les phosphates). Bien plus, les différences très importantes d'effectifs observées sur le même cours d'eau entre les tronçons contigus F2 (124,8 mâles/100 m) et F1 (11,66 mâles/100 m), le tout sur une distance de 435 mètres indiquent clairement que le facteur eutrophisation ne peut expliquer les différences aussi marquées d'abondance (taux de nitrates mesuré en F1 de 33,3 mg/L et taux de phosphates de 0,137 mg/L). Le tronçon PB14-PB15-PB16 (analyse d'eau effectuée en PB15) avait le plus haut taux de nitrates (92,5 mg/L) mais possède une population assez importante en PB15 (25,91 mâles/100 m). En fait comme l'indiquent GOFFART *et al.* (2001) et STERNBERG & BUCHWALD (1999), c'est surtout par ses effets indirects (développement d'une végétation nitrophile dense qui referme le milieu) que l'eutrophisation peut devenir néfaste au maintien de l'espèce.

L'analyse ACP fait ressortir 6 facteurs négativement corrélés à l'abondance des mâles et interdépendants (pH, recouvrement en buissons, largeur du ruisseau, hauteur des rives, Température<sup>2</sup> et conductivité) et 5 facteurs positivement corrélés avec l'abondance des mâles mais indépendants des 6 premiers (recouvrement en *Phalaris*, présence de *Glyceria*, présence de *Berula*, présence de *Nasturtium* et recouvrement du ruisseau). Si l'on met de côté les variables physico-chimiques (pH, conductivité et température), les régressions simples font ressortir 3 facteurs physiques du milieu à savoir le recouvrement en buissons, la largeur du ruisseau et la hauteur des rives et 4 facteurs liés à la végétation herbacée poussant dans le ruisseau (recouvrement du ruisseau, présence de *Berula*, *Nasturtium*, recouvrement en *Phalaris*). Il est probable que le point commun permettant de relier ces 3 facteurs est le taux d'éclairement et la température du cours d'eau. Plusieurs auteurs ont en effet signalé qu'en limite nord de l'aire de distribution, les cours d'eau habités par l'Agrion de Mercure étaient caractérisés par un microclimat chaud et ensoleillé (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; DIJKSTRA *et al.*, 2002; THOMPSON *et al.*, 2003a). Plus précisément PURSE & THOMPSON (2005) ont même trouvé une corrélation positive entre la présence de mâles, d'une part et la température journalière ainsi que la durée de l'ensoleillement, d'autre part. Ces auteurs ont d'ailleurs montré qu'en

limite d'aire de répartition, le facteur température-ensoleillement se traduit aussi par un nombre plus limité de journées de beau temps réduisant le nombre de jours propices aux comportements de reproduction chez cette espèce.

On pourrait résumer l'influence de ces 3 facteurs physiques en disant que les ruisseaux de faible largeur (50 cm à 1,5 mètre), avec des berges basses (moins de 1 mètre) et non ombragés par la présence de buissons ou d'arbres seront d'autant plus favorables à l'espèce dans la plaine du Biran. L'influence de la largeur du cours d'eau a été mise en évidence par ROUQUETTE & THOMPSON (2005) qui signalent aussi l'influence négative de l'ombrage (présence d'arbres ou de buissons), facteur qui est aussi signalé par STERNBERG & BUCHWALD (1999), DIJKSTRA *et al.* (2002) et WILDERMUTH *et al.* (2005).

Au terme de cette étude, il est difficile d'interpréter de manière satisfaisante l'apparente corrélation négative qui existe entre l'abondance de l'espèce, d'une part et les valeurs du pH et de la conductivité, d'autre part. Nous nous bornerons à formuler des hypothèses en sachant que des analyses plus fréquentes sur un cycle d'un an et à des moments précis de la journée, pour échantillonner et analyser de manière rigoureuse un maximum d'échantillons dans un temps minimal pourraient apporter des éléments d'explication supplémentaires. La relation négative entre l'abondance de l'espèce et la conductivité pourrait s'expliquer par le fait que les eaux mieux ensoleillées sont globalement un peu plus chaudes et par le fait que les phénomènes de photosynthèse sont plus importants dans le ruisseau, ces deux facteurs entraînant une diminution du CO<sub>2</sub> avec une diminution de la conductivité par précipitation des bicarbonates présents en quantité importante dans la plupart des tronçons analysés. Concernant le pH, nous avons signalé plus haut qu'il était fortement lié à d'autres facteurs comme la conductivité mais aussi le taux de matière organique et son taux de décomposition et que l'analyse plus fine de ces différents facteurs apporterait sans doute des éclaircissements sur la corrélation observée dans cette étude avec l'abondance de l'espèce. CORBET (1999) signale aussi que les corrélations observées (et qui ne sont pas nécessairement causales) entre la distribution des Odonates peuvent souvent être

analysées de manière différente, ce qui peut conduire à des conclusions divergentes.

Les 3 autres facteurs retenus par l'analyse et indépendants des 6 premiers concernent la présence de plantes poussant dans ou au bord de l'eau. Les connaissances sur l'écologie de la reproduction de l'Agrion de Mercure nous permettent d'avancer une explication qui est renforcée par nos propres observations de terrain. En effet, cette libellule pond ses œufs dans les tissus végétaux de toute une série d'espèces poussant dans ou juste au bord des ruisseaux (23 espèces recensées en Grande-Bretagne, THOMPSON *et al.*, 2003a), dont *Berula erecta*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Apium nodiflorum*, *Phalaris arundinacea*, *Callitriche* sp., *Sparganium erectum*, *Groenlandia densa* et *Glyceria* sp. Toutes ces plantes sont présentes sur le site inventorié et des comportements de ponte ont d'ailleurs été notés sur *Phalaris arundinacea* (3), *Sparganium erectum* (1) et *Groenlandia densa* (1), *Veronica anagallis-aquatica* (2), sur *Carex* sp. (1) et sur un épi humide de *Alopecurus pratensis* (1). La présence de cette végétation est donc un second élément important permettant d'expliquer les différences d'abondance de l'espèce sur le site. L'exemple des tronçons F1 et F2 est de ce point de vue très parlant puisque tous les autres paramètres étant par ailleurs pratiquement comparables, le tronçon F2 est entièrement recouvert par une population de jeunes *Glyceria* sp. (avec une abondance de 124,8 mâles/100 m), alors que sur le tronçon F1 l'eau est tout à fait libre et seulement 11,66 mâles/100 m ont été recensés. A noter cependant que si la présence d'une végétation dans le ruisseau est importante pour la ponte (au moins 10% de recouvrement nécessaires d'après DIJKSTRA *et al.*, 2002), la surface couverte ne doit pas être trop importante et la végétation trop dense, auquel cas l'accès des tandems au bas de la végétation pour la ponte est fortement entravé (CORBET, 1999). D'après STERNBERG & BUCHWALD (1999), ce recouvrement ne devrait pas dépasser 70%. Ce facteur pourrait expliquer la différence d'abondance observée entre les tronçons F8-F9 (moins de 21 mâles/100 m) et les tronçons F5-F6-F7 (entre 37 et 52 mâles/100 m). Dans les premiers en effet, le ruisseau est fortement recouvert par une végétation de grand *Carex* et de plantes hygrophiles, alors que les autres tronçons sont moins densément recouverts.

Un dernier facteur qui n'a pas été pris en compte dans cette étude mais qui pourrait jouer un rôle limitant est la vitesse du courant. Dans la plupart des tronçons étudiés, cette vitesse était lente à très lente. Par contre, la vitesse (environ 60 cm/sec voire plus de 80 lors des phases de crues hivernales en 2007) du Biran (tronçons B1 à B6) est plus élevée, et ce facteur cumulé avec la largeur du ruisseau (200 cm), l'ombrage assez important (recouvrement de 3 à 5) et la hauteur des berges (200 cm) pourrait expliquer la quasi absence de l'espèce sur ce ruisseau. Une vitesse de courant trop importante n'est plus favorable aux larves qui passent une ou deux saisons sur le fond des ruisseaux parmi les plantes immergées. THOMPSON *et al.* (2003a) renseignent des vitesses de 7,7 à 20 cm/sec et STERNBERG & BUCHWALD (1999) renseignent des vitesses de 1 à 10 cm/sec en moyenne avec quelques cas atteignant 60 cm/sec.

#### **Implications pratiques pour la gestion du site N2000**

- Nos analyses montrent que les facteurs les plus importants permettant d'expliquer les différences d'abondance de l'Agrion de Mercure dans la plaine du Biran sont ceux qui favorisent un microclimat plus chaud au niveau du cours d'eau fréquenté par l'espèce au moment de la reproduction. Ainsi, un cours d'eau de faible gabarit (moins de 1,5 m de large), qui est alimenté par des eaux souterraines tout au long de l'année (avec température plus élevée que la moyenne en hiver), qui n'est pas ombragé et dont les berges sont basses (moins d'1 mètre de haut) est statistiquement le plus favorable. S'il est évidemment difficile de jouer sur les facteurs "alimentation en eaux souterraines", "hauteur des berges" et "largeur du ruisseau", lorsqu'il s'agit de donner des conseils pour la gestion de l'habitat, par contre, on peut facilement influencer le taux d'ombrage. Idéalement, la présence de buissons et d'arbres devrait être évitée (DIJKSTRA *et al.*, 2002; ROUQUETTE & THOMPSON, 2005). Des populations subsistent encore avec un taux d'ombrage de 40 à 45% (THOMPSON *et al.*, 2003a) même si dans ce cas-là les individus ont tendance à se cantonner dans les zones ensoleillées (STERNBERG & BUCHWALD, 1999). Pour le réseau de cours d'eau qui nous concerne, cela signifie que plusieurs tronçons pourraient être

facilement restaurés. Tout d'abord, le tronçon F12 (S1 pour GOFFART *et al.*, 2001) qui était habité par l'espèce dans les années 80 (GOFFART, 1995) a vu sa population diminuer au fil des ans suite à la plantation en 1989 d'un alignement d'aulnes (1 arbre tous les 10 mètres) et à l'ombrage croissant que ceux-ci ont occasionné. Etant donné que ce secteur était très favorable avant la plantation des aulnes et qu'il est situé à proximité des populations noyaux, il conviendrait au minimum d'éclaircir l'alignement (la moitié des arbres, par bloc) ou de l'éliminer purement et simplement. Un déblayage des fossés en partie comblés par la litière est également indispensable.

Les autres secteurs qui pourraient être restaurés sont les secteurs PB1 à PB4. En effet, les caractéristiques physiques (hauteur de berges, largeur du ruisseau, température hivernale) sont favorables. Par contre, ce ruisseau est bordé par une haie presque ininterrompue d'arbres qui l'ombragent complètement sur la majeure partie de son trajet. Afin de maintenir l'aspect paysager du site et la fonction de coupe-vent, l'idéal serait de pratiquer des ouvertures régulières sur l'entièreté du tronçon.

- En ce qui concerne le développement de la végétation herbacée aquatique, nous avons vu plus haut qu'elle doit être de minimum 10% et qu'elle ne devrait pas atteindre plus de 70%. A des valeurs supérieures, l'accès du bas des tiges par les tandems au moment de la ponte devient difficile. Pour éviter cette situation, un arrachage ou un curage léger sur des tronçons de longueur limitée (une dizaine de mètres maximum d'après RÖSKE, 1995) devrait être réalisé au cas par cas. Certains secteurs pourraient faire l'objet de ce type d'arrachage/curage comme les secteurs G1, G2, F9, F8, PB16 et PB11.

Dans tous les cas, ces opérations doivent impérativement laisser un tronçon non curé d'au moins la même longueur en amont ou en aval pour permettre la recolonisation progressive du tronçon curé par l'Agrion, ce qui peut prendre jusqu'à 3 ans d'après RÖSKE (1995). De nouveaux curages sur une même section ne devraient pas être entrepris avant 5 ans et ils doivent se faire en fin d'automne (septembre à novembre) (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; WILDERMUTH *et al.*, 2005).

- Si une fauche des talus est nécessaire, il convient de l'effectuer en suivant si possible un régime de rotation (une rive fauchée en alternance tous les 2 ou 3 ans) ( STERNBERG & BUCHWALD, 1999). Dans tous les cas, on ne fauchera pas un même tronçon plus d'une fois tous les 2 ou 3 ans. Les effets de la fauche seraient moins drastiques que ceux du curage, puisque RÖSKE (1995) a constaté que la population des zones fauchées avait retrouvé ses effectifs d'avant la fauche déjà un mois plus tard (regain). GOFFART *et al.* (2001) déconseillent pourtant la fauche pendant la période de vol des adultes (mai à août) et préconisent la fauche seulement à partir du 1<sup>er</sup> août.
- Si l'étude de RÖSKE (1995) n'a pas pu mettre en évidence l'influence positive de la présence de bandes enherbées ou de tournières d'au moins 10 mètres de large en bordure de cours d'eau, cet auteur ainsi que d'autres (STERNBERG & BUCHWALD, 1999; DIJKSTRA *et al.*, 2002; WILDERMUTH *et al.*, 2005) en recommandent fortement l'installation. En effet, si les Agrions de Mercure adultes passent beaucoup de temps sur ou aux abords immédiats des ruisseaux pour se reproduire, les habitats herbeux contigus sont également essentiels comme zone refuge (la nuit ou en cas de mauvais temps), comme zone de chasse et comme zone de maturation pour les individus immatures (HUNGER & RÖSKE, 2001; PURSE *et al.*, 2003; ROUQUETTE & THOMPSON, 2007). On ne peut donc qu'encourager de telles mesures surtout lorsque le cours d'eau longe une culture. La fauche de ces zones ne devrait pas se faire avant le 1<sup>er</sup> août et aucune fertilisation ne devrait y être tolérée.
- Dans le réseau de cours d'eau étudié ici quelques tronçons paraissent problématiques quant à la pertinence d'une éventuelle restauration. Même si les eaux des tronçons "F13" à "F15" ne sont sans doute alimentés (comme le suggère la température hivernale très basse de l'eau) que par les effluents d'élevage de la ferme de Fescau, ce qui rend les eaux impropres à la survie de presque toute vie aquatique, il serait quand même utile de veiller d'urgence à son épuration. En effet, nous avons vu que les caractéristiques physiques de l'habitat sont *a priori* favorables à l'établissement d'une population. La seule inconnue est la température hivernale (celle de

janvier 2007 n'était que de 2°C) qui pourrait être insuffisante pour l'établissement d'une population viable. D'autre part, les tronçons B1 à B6, s'ils étaient favorables et colonisés par le passé, ont été drastiquement rectifiés lors des opérations de remembrement dans les années 80 et ne présentent actuellement plus que des caractéristiques négatives en terme d'habitat (hauteur des berges, largeur, ombrage, quasi absence de plantes dans le ruisseau). Il est donc sans doute illusoire de chercher à y appliquer des mesures de gestion pour la restauration des populations à cet endroit.

Nous aimerions signaler qu'un an avant l'enquête (juin 2005) une nouvelle population a été découverte près de Lavaux-Ste-Anne dans un plaine agricole intensive, au bord d'un petit ruisseau accessible au bétail. Cette population est située à 3 km des populations de la plaine du Biran. Une autre population située à 1,5 km de cette plaine a également été découverte par Nicolas Titeux dans une prairie très humide au lieu-dit Eclaye à Pondsôme la même année. Il n'est donc pas impossible que d'autres populations existent ailleurs en Famenne et soient découvertes dans les années à venir. Si certains ruisseaux comme le Vachaux, l'Hilau et l'Ilève ne conviennent a priori pas à cause de leur fort ombrage, d'autres ruisseaux plus ouverts mériteraient d'être prospectés. C'est notamment le cas des ruisseaux qui sont accessibles au bétail comme celui de la plaine de Lavaux-Ste-Anne, le facteur "piétinement" étant favorable à la présence de l'espèce (ROUQUETTE & THOMPSON, 2005; THOMPSON *et al.*, 2003a).

#### **Remerciements**

Nous remercions Myriam Canon et Claude-Yves Marlier pour les analyses d'eau effectuées en janvier 2007 ainsi que pour l'aide précieuse à l'interprétation des données. Monsieur Wylock (DGA-DGRNE) nous a aimablement transmis des données physico-chimiques sur des cours d'eau situés dans la zone d'étude. Nous remercions également Monsieur Pierre Gérard pour nous avoir permis de réaliser cette étude.

#### **Bibliographie**

- BUCHWALD R., HÖPPNER B. & RÖSKE W., 1989. - Gefährdung und Schutzmöglichkeiten grundwasserbeeinflusster Wiesenbäche und -gräben in der Oberrheinebene. Naturschutzorientierte Unter-

- suchungen an Habitaten der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*). *Natur und Landschaft* 64 (10): 398-403.
- CORBET P.S., 1999. - Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata. Harley Books. Martins, Great Horkesley, Colchester, Essex CO6 4AH, England.
- DE KNIJF G. & DEMOLDER H., 2000. - Een populatie van *Coenagrion mercuriale* en *Libellula fulva* in de Gaume (Belgisch Lotharingen). *Gomphus*, 16 (2): 115-122.
- DIJKSTRA K.B., KALKMAN V.J., KETELAAR R. & VAN DER WEIDE M.J.T., 2002. - De Nederlandse Libellen (Odonata). KNNV Uitgeverij – European Invertebrate Survey – Nederland.
- GOFFART P., 1995. - Situation actuelle de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) en Wallonie et propositions de mesures visant sa conservation. *Gomphus* 11 (2): 27-40.
- GOFFART P., 2001. - Compte-rendu des observations d'espèces prioritaires d'Odonates en Wallonie durant la saison 2000, dans le cadre du programme d'Inventaire et Surveillance de la Biodiversité (ISB). *Gomphus*, 17 (1): 23-36.
- GOFFART P., TESTAERT D. & PAQUAY M., 2001. - Actualisation du statut de l'Agrion de Mercure (*Coenagrion mercuriale*) dans la plaine de Focant (Beauraing). *Gomphus* 17 (2): 83-94.
- HUNGER H. & RÖSKE W., 2001. - Short-range dispersal of the Southern Damselfly (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) defined experimentally using UV fluorescent ink. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9: 181-187.
- JENKINS D.K., 1995. - A population study of *Coenagrion mercuriale* in The New Forest. Part 6. Mark/Recapture programme. *Journal of the British Dragonfly Society*, 11(1): 10-14.
- PURSE B.V., HOPKINS G.W., DAY K.J. & THOMPSON D.J., 2003. - Dispersal characteristics and management of rare damselfly. *Journal of Applied Ecology* 40: 716-728.
- PURSE B.V. & THOMPSON D.J., 2005. - Lifetime mating success in a marginal population of a damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Animal Behaviour* 69 (6): 1303-1315
- RÖSKE W., 1995. - Die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) in Baden-Württemberg – Aktuelle Bestandssituation und erste Erfahrungen mit dem Artenhilfprogramm. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4: 29-37.
- ROUQUETTE J.R. & THOMPSON D.J., 2005. - Habitat associations of the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in Southern England. *Biological Conservation* 123: 225-235.
- ROUQUETTE J.R. & THOMPSON D.J., 2007. - Roosting site selection in the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, and implications for habitat design. *Journal of Insect Conservation*. 11: 187-193.
- STERNBERG K. & BUCHWALD R., 1999. - Die Libellen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil. Stuttgart – Ulmer.
- TERNAAT T., 1999. - Ontdekking van een populatie van *Coenagrion mercuriale* nabij Virton. *Gomphus*, 15 (1): 29-30.
- THOMPSON D.J., PURSE B.V. & ROUQUETTE J.R., 2003a. - Ecology of the Southern Damselfly. *Conserving Natura 2000 Rivers, Ecology Series No.8. English Nature, Peterborough.*
- THOMPSON D.J., PURSE B.V. & ROUQUETTE J.R., 2003b. - Monitoring of the Southern Damselfly. *Conserving Natura 2000 Rivers, Monitoring Series No.8. English Nature, Peterborough.*
- VLIEGENTHART A. & TERNAAT T., 2001. - De Mercurwaterjuffer (*Coenagrion mercuriale*) in Nederland. *Brachytron*, 5 (1/2): 3-7
- WILDERMUTH H., GONSETH Y. & MAIBACH A., 2005. - Odonata: Les Libellules de Suisse. *Fauna Helvetica* 11. CSCF/SES, Neuchâtel.