

**Résultats du suivi de l'impact potentiel des traitements au Bti sur les
invertébrés paludicoles et les hirondelles des fenêtres en Camargue pour la
période 2006-2009**



18 février 2010

Rapport final présenté à Gaël Hemery
CHARGE DE MISSION ESPACES NATURELS
PARC NATUREL REGIONAL DE CAMARGUE
Mas du Pont de Rousty
13200 Arles

par



Brigitte Poulin, Gaëtan Lefebvre, Emilien Duborper & Leire Paz
Tour du Valat
Le Sambuc, 13200 Arles
Tél : 04 90 97 29 58
FAX : 04 90 97 20 19
courriel: poulin@tourduvalat.org

Introduction

Depuis la découverte de sa toxicité aigüe et sélective envers les Nématocères (sous-ordre des diptères incluant les moustiques et les chironomes) en 1977 par Goldberg & Margalit, *Bacillus thuringiensis var. israelensis* (*Bti*) est devenu l'agent microbial le plus utilisé dans le monde pour contrôler les populations de moustiques et de mouches noires (Lacey 2007; Rowe *et al.* 2008). Le *Bti* est considéré non toxique pour les humains, les mammifères, les oiseaux, les plantes et la plupart des organismes aquatiques (Boisvert & Boisvert 2000; Lacey & Merritt 2004). Les impacts sur la faune non-cible sont largement limités aux chironomes dans le cadre d'études réalisées en laboratoire ou sur le terrain utilisant des doses généralement supérieures à celles recommandées par le fabricant (Boisvert & Boisvert 2000; Lacey & Merritt 2004).

Compte tenu du caractère peu toxique et relativement sélectif du *Bti*, les suivis proposés visent essentiellement à détecter un éventuel impact via le réseau trophique en étudiant l'abondance des organismes non-cibles prédateurs de Nématocères. Les organismes retenus sont les macro-invertébrés (insectes, araignées et gastéropodes) associés à la végétation des roselières qui servent de nourriture aux passereaux paludicoles et les hirondelles des fenêtrés qui nichent et s'alimentent d'insectes à la volée dans les mas et hameaux de Camargue.

Considérant la forte variabilité saisonnière et annuelle de l'hydrologie (fréquence et durée des périodes de mise en eau), dont l'impact sur l'écosystème est probablement supérieur à celui du *Bti*, le plan d'échantillonnage s'appuie sur la comparaison de sites traités et non traités (témoins) suivis pendant plusieurs années. Etant donné qu'il s'agit a priori d'un suivi à long terme et avec budget limité, les méthodes d'échantillonnage ont été sélectionnées pour leur rapidité d'exécution et leur robustesse, notamment par rapport à d'éventuels effets observateur, et procurent des données relatives, à l'exception de l'estimation de la taille des colonies d'hirondelles qui relève d'un dénombrement absolu.

Suivi 1. Invertébrés paludicoles



Problématique

Après les sansouïres, les marais couverts de roseaux ou roselières sont le deuxième habitat en importance pour les superficies démoustiquées sur le littoral Méditerranéen Français. Font particulièrement l'objet de traitement les bordures de roselières où varient les niveaux d'eau, avec ou sans période d'exondation. On retrouve en Camargue cinq espèces de passereaux nicheurs strictement inféodées à ces milieux: la rousserolle effarvate *Acrocephalus scirpaceus*, espèce migratrice, commune et généraliste ; la rousserolle turdoïde *Acrocephalus arundinaceus*, espèce migratrice vulnérable en France ; la lusciniolle à moustaches *Acrocephalus melanopogon*, espèce résidente vulnérable en Europe ; la panure à moustaches *Panurus biarmicus*, espèce résidente à distribution fragmentée ; et le bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus witherbyi*), sous-espèce résidente dont les effectifs faibles sont vraisemblablement en déclin.

Une étude réalisée par la Tour du Valat en 1998-1999 a montré que l'abondance de ces espèces était fortement corrélée à celle des invertébrés-proies échantillonnés au filet fauchoir dont l'abondance peut être modélisée et prédite en fonction de la durée de l'assèchement du sol au cours des mois précédents (Fig. 1). La mesure simultanée des arthropodes et du régime hydrologique dans plusieurs roselières traitées et non traitées (témoins), permet donc d'évaluer l'impact des traitements au *Bti* sur la structure fonctionnelle de la communauté d'invertébrés-proies et par extension sur l'avifaune paludicole qui en dépend.

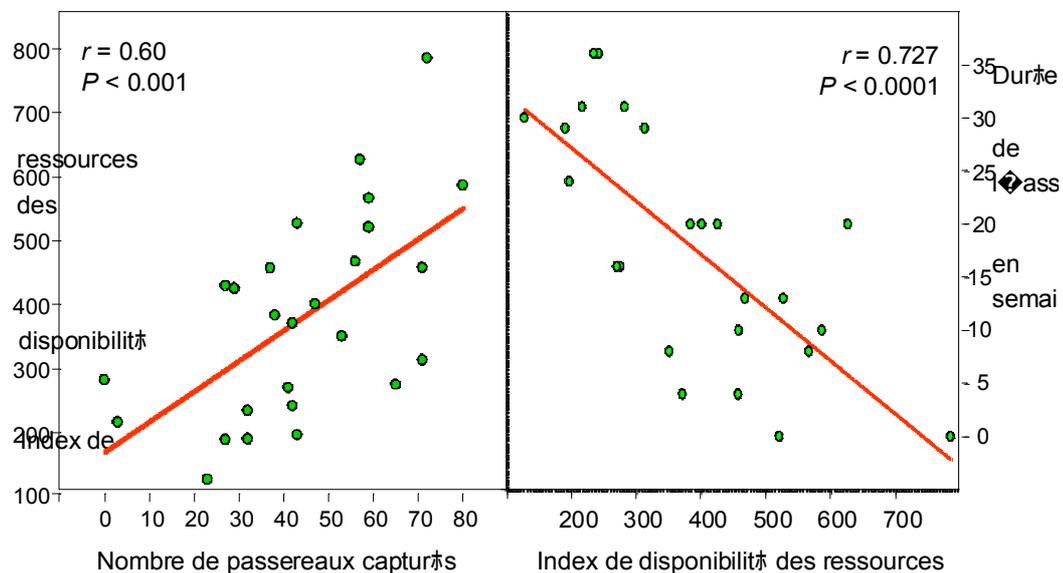


Fig. 1. Relations entre l'index de disponibilité des ressources, l'abondance des passereaux paludicoles nicheurs et la durée de l'assèchement au cours de l'année précédente.

Les disponibilités alimentaires sont calculées à partir de l'équation :

$$p_i = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{y_i}$$

où p = proportion d'items appartenant à la proie du taxon_i dans le régime alimentaire des passereaux paludicoles (régurgités), x = nombre de captures appartenant au taxon_i dans le filet fauchoir au site_j et y = nombre de captures du taxon_i sur l'ensemble des sites.

Méthodes

L'échantillonnage consiste à capturer les invertébrés-proies en balayant la végétation de 500 coups au filet fauchoir en bordure de la roselière dans des sites traités et témoins une fois pendant la période de reproduction des passereaux (entre mi-mai et mi-juin) lorsque la végétation est sèche et le vent faible ou absent.

Les niveaux d'eau et la salinité sont également mesurés une fois par mois afin de pouvoir modéliser l'abondance des invertébrés-proies en fonction du régime hydrologique.



Sites d'étude

Quinze sites de roselières ont été échantillonnés essentiellement entre le 15 mai et le 12 juin en 2009, incluant 5 sites en zones traitées, dont deux nouveaux dans le secteur de Brasin vert (Fig. 2).

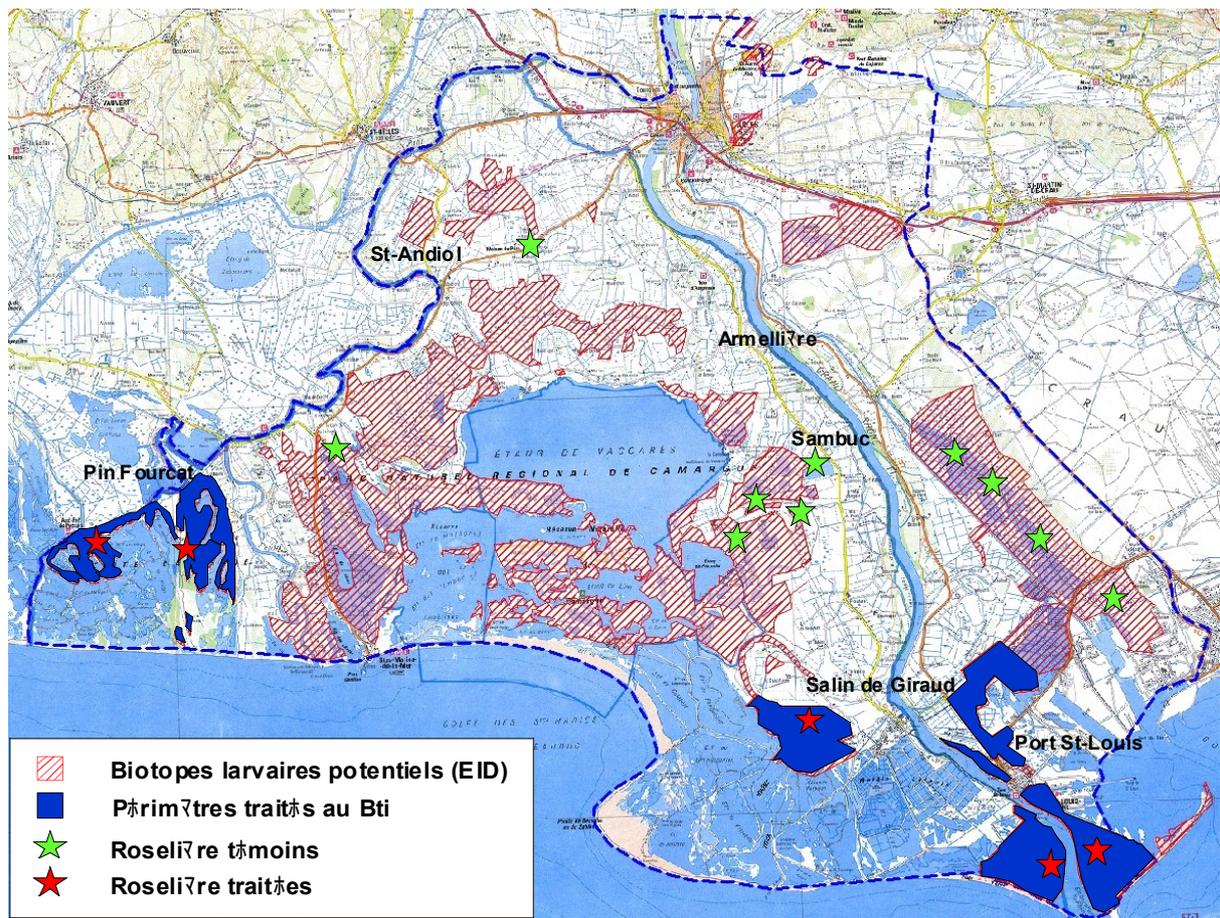


Fig. 2. Localisation des sites d'études en relation avec la distribution des biotopes larvaires potentiels en Camargue (source EID).

Tableau 1. Date d'échantillonnage, nombre de captures, richesse en invertébrés, indices de disponibilités alimentaires observé et théorique avec la durée de l'assèchement entre juin et décembre 2008 et le nombre de traitements aériens au *Bti* réalisés en 2008 et 2009.

Sites	Date échantillonnage	Nombre d'invertébrés capturés	Nombre catégories de proies	Indice disponibilités alimentaires	Mois d'assec entre juin et déc 2008	Disponibilités alimentaires théorique	Écart indices observé et théorique	Nombre de traitements 2008/2009
Verdier (TdV)	18/05/09	400	27	429	4	352	77	0
Baisse salée (TdV)	11/06/09	388	22	251	3	417	-166	0
Rendez-Vous (TdV)	15/05/09	239	24	265	5	287	-22	0
Esquineau (TdV)	18/05/09	335	25	413	2	481	-68	0
Sollac	10/06/09	221	26	297	3.5	384	-87	0
Rousty	19/05/09	246	20	383	6	222	161	0
Consécanière	12/06/09	185	19	125	5	287	-162	0
Pisci Sud (MdV)	02/06/09	447	22	268	3	417	-148	0
Canisson (MdV)	02/06/09	159	19	232	3	417	-185	0
Palunette (MdV)	22/06/09	74	23	197	5	287	-90	0
Palissade*	09/06/09	375	25	224	0	611	-387	15/8
Bélugue*	10/06/09	179	20	150	4	352	-201	5/8
They Roustan*	29/05/09	248	21	300	2	481	-181	3/8
Pin Fourcat	12/06/09	651	31	604				
Mourgues	19/05/09	230	25	394				

*Sites situés dans le périmètre des traitements au *Bti*. Le nombre de traitements se rapporte précisément aux roselières échantillonnées.

Résultats

Les échantillons récoltés en 2009 contenaient entre 19 et 31 catégories de proies (ordre taxinomique x taille) pour un indice de disponibilité des ressources variant entre 125 (Consécanière) et 604 (Pin Fourcat) (Tableau 1). La durée d'assèchement entre juin et décembre, période critique influençant le développement des arthropodes l'année suivante, a varié entre 0 et 6 mois en 2008. Les sites pour lesquels les données hydrologiques n'étaient pas disponibles en 2008 sont exclus des analyses suivantes.

Une analyse de variance hiérarchique a été réalisée sur les valeurs de disponibilités alimentaires récoltées sur l'ensemble des sites depuis 2007. Cette analyse permet de comparer les valeurs moyennes entre sites traités et témoins et d'identifier quelle est la part de la variation imputable aux facteurs sites, années et traitement. Cette analyse révèle un impact significatif de la démoustication ($F_{(1,19)} = 36.2$; $P = 0.00001$) qui contribue à expliquer 91,4% de la variance observée au sein des échantillons, par rapport à 5,6% pour les années et 3,0% pour les sites (Fig. 3).

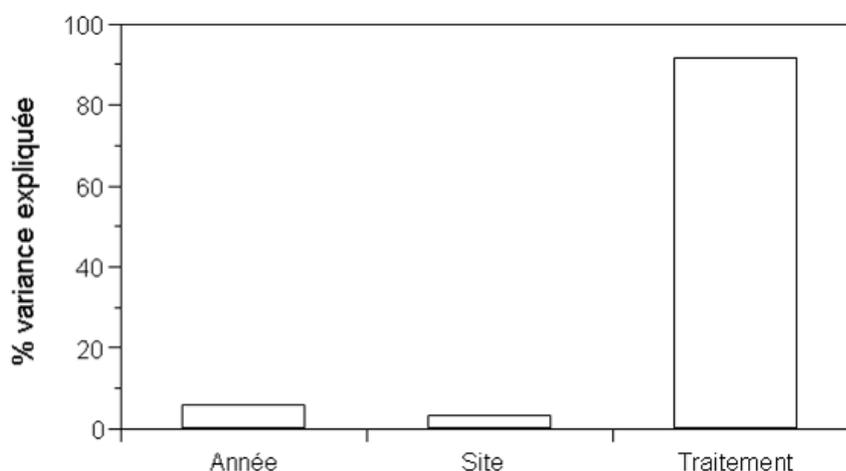


Fig. 3. Effet des variables année, site et traitement sur les disponibilités alimentaires pour les passereaux paludicoles en 2007, 2008, et 2009 selon une ANOVA hiérarchique.

La figure 4 illustre les différentes valeurs de disponibilités alimentaires corrigées en fonction de la durée d'inondation au cours de l'année précédant l'échantillonnage. Le chevauchement des intervalles de confiance à 95% démontre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les 40 sites de référence et les sites non traités en 2007, 2008 et 2009. Cependant, les sites situés en zone traitée ont des indices d'abondance des ressources significativement inférieurs à la valeur moyenne des sites témoins pour chacune des trois années de suivi et ce, malgré une remontée de l'indice pour les sites de Palissade et Bélugue en 2009 par rapport à 2008.

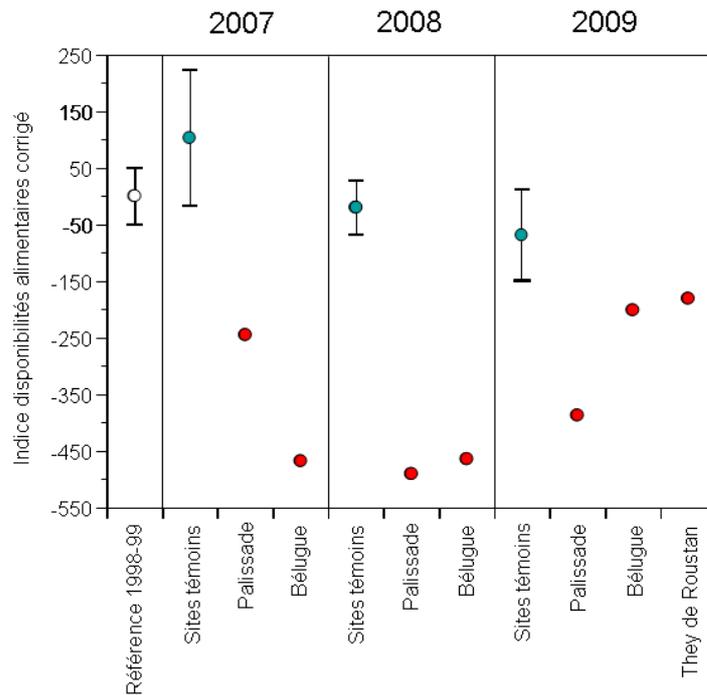


Fig. 4. Ecart entre l'indice de disponibilités alimentaires observé et prédit selon l'hydrologie pour les sites de référence étalonnés à 0, les sites témoins et chacun des sites traités en 2007, 2008 et 2009.

Globalement, depuis le début des opérations de démoustication, les sites témoins affichent un indice de disponibilités alimentaires moyen de +22 par rapport à la valeur prédite selon l'hydrologie contre -338 pour les sites traités (Fig. 5). Cet écart correspondrait à une baisse de 47% dans l'abondance des passereaux paludicoles sur les sites traités par rapport aux sites témoins.

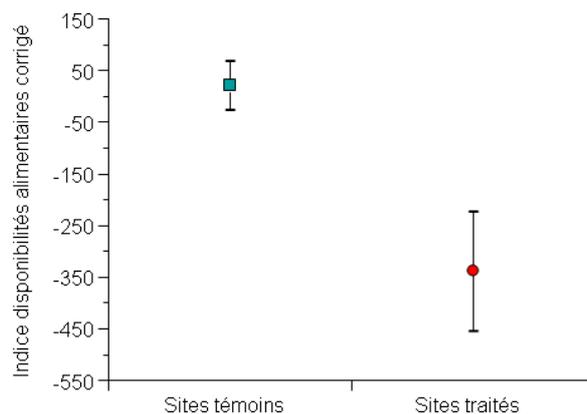


Fig. 5. Ecart entre l'indice de disponibilités alimentaires moyen observé et théorique pour les sites traités et témoins pour la période 2007-2009.

Pour la première fois cette année, les échantillons récoltés au filet fauchoir ont également été analysés pour chacun des ordres taxinomiques capturés (Tableau 2). Les taxons sensibles à la durée de l'assèchement sur la base de l'analyse des données de référence et des données récoltées dans le cadre de cette étude ont été corrigés en fonction de l'hydrologie selon la

Taxons	Sites témoins Moyenne \pm SE	Sites traités Moyenne \pm SE	$F_{(1,19)}$	P	% Présence
Diptères*	211.8 \pm 31.1	71.7 \pm 75.9	2.92	0.104	100
Homoptères*	80.7 \pm 13.2	37.1 \pm 31.8	1.61	0.219	100
Hyménoptères (guêpes)	37.0 \pm 6.4	36.8 \pm 15.5	0.00	0.994	98
Araignées*	36.9 \pm 3.0	11.0 \pm 7.3	10.90	0.004	96
Coléoptères	28.8 \pm 3.6	12.7 \pm 8.71	2.93	0.103	98
Thysanoptères	16.7 \pm 4.2	13.7 \pm 10.3	0.07	0.790	90
Acariens	2.0 \pm 0.8	9.3 \pm 2.0	11.16	0.003	25
Hétéroptères*	6.5 \pm 1.4	2.3 \pm 3.3	1.36	0.259	54
Gastéropodes	1.7 \pm 0.6	0.5 \pm 1.6	0.48	0.498	42
Pseudoscorpions	1.8 \pm 0.3	0.0 \pm 0.8	4.23	0.054	15
Odonates	0.6 \pm 0.2	1.0 \pm 0.5	0.55	0.468	27
Larves d'insectes*	0.6 \pm 0.3	0.9 \pm 0.7	0.15	0.700	27
Hyménoptères (fourmis)	1.3 \pm 0.3	0.2 \pm 0.7	1.97	0.177	31
Larves de lépidoptères*	0.0 \pm 0.1	0.5 \pm 0.2	6.10	0.023	4
Lépidoptères	0.3 \pm 0.1	0.0 \pm 0.2	4.16	0.056	19
Œufs d'insectes*	0.3 \pm 0.2	0.0 \pm 0.6	0.18	0.676	8
Orthoptères	0.1 \pm 0.1	0.0 \pm 0.2	0.30	0.592	13
Neuroptères	0.1 \pm 0.2	0.0 \pm 0.4	0.08	0.780	10
Pupes d'insectes	0.1 \pm 0.0	0.0 \pm 0.1	1.72	0.206	6

même approche que celle utilisée précédemment.

Tableau 2. Nombre moyen (\pm erreur type) d'individus capturés pour chaque taxon échantillonné au filet fauchoir sur l'ensemble des sites traités et témoins depuis 2007 avec les résultats de l'analyse de variance et la proportion d'échantillons comprenant chacun des taxons.

* taxons dont l'abondance a été corrigée en fonction de l'hydrologie.

Certains taxons comme les diptères ne montrent pas de différences significatives malgré un écart important entre les sites traités et témoins dû aux variations importantes dans le nombre de captures selon les échantillons. Parmi les taxons présents dans plus de 25% des

échantillons, seules les araignées montrent une différence significative, étant plus abondantes dans les sites témoins (Tableau 2). Cette différence demeure significative lorsque l'on applique une correction Bonferroni pour tests multiples (Holm 1979).

Discussion

Les études portant sur la toxicité de *Bacillus thuringiensis israelensis* envers les invertébrés non-cibles sont relativement nombreuses (voir synthèse de Boisvert & Boisvert en 2000 et de Lacey & Merritt en 2004), mais les effets indirects du *Bti* au travers du réseau trophique ont reçu beaucoup moins d'attention (Mulligan & Schaefer 1982; Charbonneau *et al.* 1994; Wipfli & Merritt 1994; Hershey *et al.* 1998; Balcer *et al.* 1999; Russell *et al.* 2009; Vinnersten *et al.* 2009). Ces études, basées sur la comparaison de sites traités et témoins ou sur le suivi de quelques sites avant et après traitement, n'ont pas réussi à démontrer une baisse significative dans l'abondance des invertébrés non-cibles qui puisse être imputable aux traitements, à l'exception des chironomes. Outre cet effet direct du *Bti*, seuls Wipfli & Merritt (1994) ont pu démontrer que la suppression des mouches noires affectait le régime alimentaire de plécoptères et Hershey *et al.* (1998) que les sites traités avaient une richesse générique moindre sans que des variations significatives d'abondance puissent être mesurées ou confirmées.

Les araignées sont des espèces prédatrices pour lesquelles les Nématocères représentent une proie importante (Foelix 1996). Leur abondance moindre sur les sites traités suggère un effet indirect du *Bti* au travers du réseau trophique. Il est par ailleurs intéressant de noter que le suivi qui porte sur les hirondelles de fenêtre suggère également un impact du *Bti* sur l'abondance des araignées.

Perspectives

Pour 2010, il est proposé de poursuivre l'échantillonnage et le traitement des données tels que réalisés en 2009. L'intégration de cinq sites traités l'an prochain aux analyses permettra d'en augmenter leur puissance, notamment pour les comparaisons au niveau des taxons.

2. Effectifs, alimentation et reproduction des hirondelles de fenêtre



Introduction

L'hirondelle des fenêtres (*Delichon urbicum*) est un excellent modèle biologique pour estimer les effets des traitements au *Bti*. Elle niche en colonie à l'extérieur des bâtiments dans les zones habitées où l'on souhaite réduire la nuisance causée par les moustiques; elle s'alimente d'insectes capturés à la volée dans un rayon de 450 m autour des nids et son régime alimentaire est constitué à 25-30% de Nématocères (sous-ordre des diptères incluant les moustiques et les chironomes), soit le taxon montrant le plus de sensibilité au *Bti*. De plus, il s'agit d'une espèce relativement commune et bien étudiée en Europe (Bryant 1973; 1975; 1978; Bryant & Westerterp 1983, de Lope & Da Silva 1988, Stokke 2005). Des colonies d'hirondelles des fenêtres sont présentes dans plusieurs sites 'urbains' et ruraux en Camargue, permettant des comparaisons entre zones traitées et témoins. Les paramètres suivis sont la taille des colonies, le taux d'alimentation et le régime alimentaire des poussins auxquels s'est ajouté le succès reproducteur en 2009.

Méthodes

Sites d'études

Le suivi des trois premiers paramètres a débuté en juin 2006, soit avant les premiers traitements au *Bti*, sur deux colonies, l'une au Sambuc (site témoin) et l'autre à Salin-de-Giraud (futur site traité). Les mêmes protocoles ont été reconduits en 2007 sur les deux sites après le début (août 2006) des traitements au *Bti*. En 2008, deux colonies étaient ajoutées au suivi, l'une à Port Saint-Louis-du-Rhône (traité) et l'autre au mas Saint-Andiol (témoin). Deux nouveaux sites ont été ajoutés en 2009 sur des propriétés agricoles: Pin de Fourcat (traité) et l'Armellière (témoin), avec le succès reproducteur évalué sur 4 des sites 6 (Fig. 6).

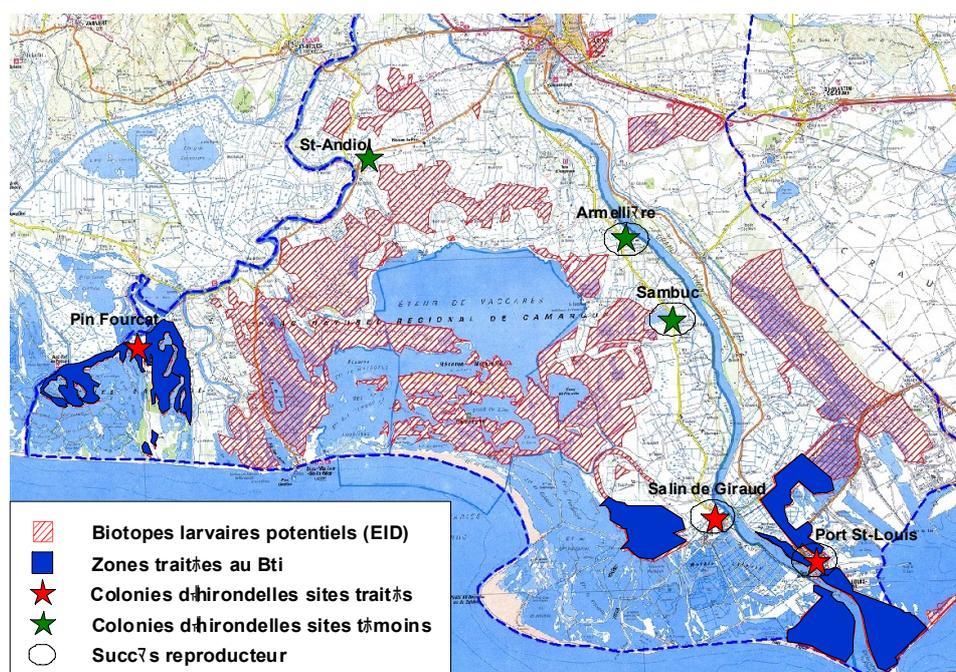


Fig. 6. Localisation des colonies d'hirondelles étudiées en relation avec la distribution des biotopes larvaires potentiels et des superficies traitées fournies par l'EID.

Taille des colonies

Ce paramètre, indicateur du maintien des populations à long terme, correspond au nombre total de nids occupés par l'espèce en juin pour chaque site suivi. Au total, 1271 nids ont été dénombrés depuis juin 2006, dont 439 en 2009.

Taux d'alimentation

Ce paramètre correspond au nombre d'aller-retour effectués par les parents pour nourrir les jeunes au nid pendant 2 heures en fin d'après-midi. Ces données sont collectées pour 10 nids par colonie à trois reprises pendant la saison de nidification (début juin, mi-juin et début juillet). Ce protocole optimal en termes de coût-bénéfice avait été déterminé à partir d'un échantillonnage plus intensif en 2006. Le taux d'alimentation est un indicateur de l'abondance des ressources alimentaires, basé sur l'hypothèse que la durée des vols d'alimentation dépend principalement de l'abondance des ressources, la quantité d'aliments rapportée au nid étant relativement fixe pour chaque vol d'alimentation (Bryant & Turner 1982). Au total, 6780 vols d'alimentation ont été comptabilisés depuis 2006, dont 2086 en 2009.

Régime alimentaire

Ce paramètre permet de documenter d'éventuelles modifications du régime alimentaire des poussins et donc d'estimer l'effet du *Bti* au travers du réseau trophique en s'appuyant sur l'appartenance taxinomique et la taille des proies consommées. Deux déjections ou fèces sont récoltées sous les dix nids suivis pour les taux d'alimentation aux mêmes trois périodes au cours de la nidification. Les proies retrouvées dans les fèces sont déterminées sous loupe binoculaire à l'ordre ou au sous-ordre grâce à la reconnaissance de fragments caractéristiques (yeux des Nématocères, mandibules d'odonates, chélicères d'araignées, tête de fourmis, etc.) non ou partiellement digérés. La digestibilité des proies varie selon les taxons (Jenni *et al.* 1990), mais ce biais est constant pour toutes les colonies. Depuis 2006, 380 échantillons de fèces totalisant 14 857 proies identifiées ont été récoltés, incluant 6076 proies identifiées en 2009.

Succès reproducteur

Les disponibilités alimentaires sont, avec la prédation des nids, le plus important facteur influençant le succès reproducteur des oiseaux. Suite au constat que le régime alimentaire des poussins différait en fonction des traitements au *Bti* sur la période 2006-2008, il fut décidé d'ajouter le succès reproducteur aux paramètres suivis en 2009. Tous les nids accessibles à partir d'une échelle de 8 mètres de haut ont été visités deux fois par semaine sur quatre sites entre le 11 mai et le 17 août 2009, soit 68 nids visités 26 fois en moyenne. L'utilisation d'un endoscope pour voir à l'intérieur des nids a permis de déterminer la date de ponte, la taille des pontes, le taux d'éclosion, le nombre de poussins à l'éclosion et à l'émancipation pour les premières et secondes nichées.

Résultats

Taille des colonies

Le nombre de couples nicheurs est très variable d'une année sur l'autre (Fig. 7). La présence de tendances similaires sur l'ensemble des sites suggère, par ailleurs, que ces variations sont principalement dépendantes de la survie pendant la migration et l'hivernage qui est fortement tributaire des conditions météorologiques. Le taux moyen de survie annuel est faible chez l'hirondelle des fenêtres, étant de 0,43 chez les adultes et de 0,17 chez les juvéniles (Bryant 1975, 1979).

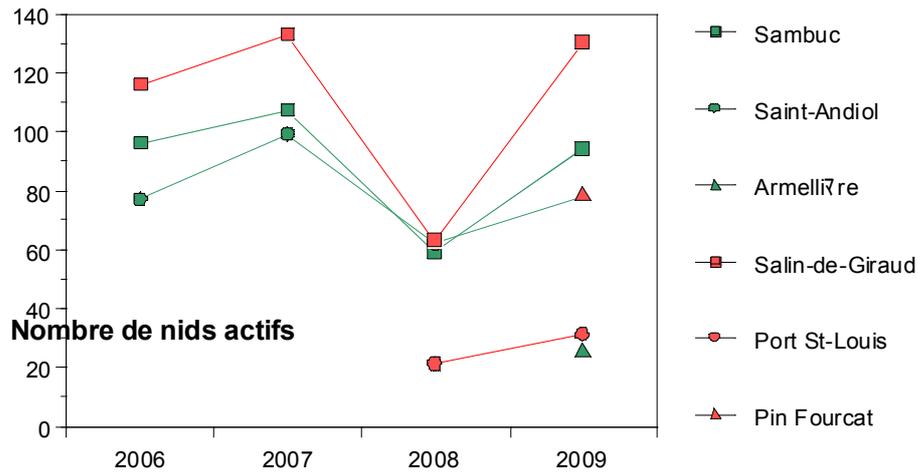


Fig. 7. Evolution des effectifs nicheurs de l'hirondelle des fenêtres sur les sites suivis depuis le début de l'étude.

Régime alimentaire

Plus de 600 items avaient été identifiés à partir des échantillons de fèces récoltés sur les colonies de Salin-de-Giraud et du Sambuc en juin 2006, soit avant les premiers traitements au *Bti*, révélant une structure du régime alimentaire similaire au niveau des taxons ($F_{(8, 11)} = 2.43$, $P = 0.09$) et de la taille ($F_{(6, 13)} = 0.48$, $P = 0.81$) des proies consommées. Depuis le début des traitements, des différences significatives sont observées entre ces deux sites, de même qu'entre toutes les combinaisons possibles ($n = 15$) d'un site traité avec un site témoin échantillonnés au cours d'une même année (ANOVAs, P corrigés < 0.02). Il n'y a que quatre chances sur mille pour que l'absence de différences en 2006 soit due au hasard.

Une analyse de variance hiérarchique permet une fois de plus d'illustrer la variation observée au niveau des taxons et tailles de proies consommées imputable aux traitements versus aux facteurs autres qui sont dans ce cas-ci les années, les périodes (début juin, mi juin, début juillet), les sites et les nids. Les traitements au *Bti* contribuent à expliquer 58 et 63% de la variance observée dans les taxons ($F_{(9,311)} = 14.28$, $P < 0.00001$) et la taille ($F_{(6,314)} = 17.20$, $P < 0.00001$) des proies consommées, soit davantage que tous les autres facteurs réunis même si ces derniers, à l'exception des nids, ont également un effet significatif (Fig. 8).

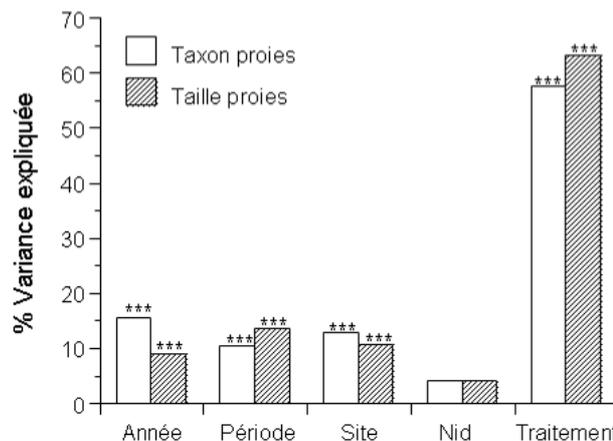


Fig. 8. Effet des variables année, période, site et traitement sur la composition taxinomique et la taille des proies consommées pour l'ensemble des sites suivis en 2007, 2008 et 2009 selon une analyse de variance hiérarchique où *** = $P < 0.001$.

Les mêmes analyses que précédemment ont été réalisées pour chaque taxon et taille pris individuellement. Le nombre moyen de proies consommées selon chaque taxon et catégorie de taille, avec le résultat de ces analyses sont indiqués au tableau 3.

Tableau 3. Nombre moyen (\pm erreur-type) de proies consommées selon les taxons et les tailles par fèces sur les sites témoins et traités suivis depuis 2007 avec la proportion de variance expliquée par les traitements (ANOVA hiérarchique). Les valeurs de probabilités corrigées selon la méthode Bonferroni correspondent à* = $P < 0.05$ et *** = $P < 0.001$.

Régime alimentaire	Sites témoins Moyenne \pm SE	Sites traités Moyenne \pm SE	F _(1,319)	P	P corrigé	% Variance expliquée
Taxon proies						
Hyménoptère (fourmi)	9,09 \pm 0,66	15,70 \pm 1,14	9,72	0,002	*	44,4
Coleoptère	11,54 \pm 0,54	9,49 \pm 0,56	0,20	0,66		1,7
Homoptère	0,96 \pm 0,09	0,89 \pm 0,12	1,86	0,17		11,6
Hétéroptère	1,58 \pm 0,13	1,51 \pm 0,14	1,30	0,25		8,0
Hyménoptère (guêpes)	2,10 \pm 0,18	2,70 \pm 0,30	6,02	0,015		26,1
Diptère (Nématocère)	15,25 \pm 1,46	5,04 \pm 0,55	22,93	0,000003	***	72,9
Diptère (autres)	0,72 \pm 0,17	0,38 \pm 0,07	4,63	0,03		54,5
Odonate	0,94 \pm 0,05	0,27 \pm 0,03	72,97	0,00000	***	94,2
Araignées	0,46 \pm 0,08	0,10 \pm 0,03	8,65	0,003	*	58,2
Taille proies						
0 – 2.5 mm	1,29 \pm 0,12	2,57 \pm 0,29	18,80	0,00002	***	49,1
2.5 – 5.0 mm	19,66 \pm 1,54	13,95 \pm 0,94	2,74	0,098		18,4
5.0 – 7.5 mm	14,35 \pm 0,96	15,73 \pm 1,03	0,06	0,81		0,5
7.5 – 10 mm	5,77 \pm 0,33	3,38 \pm 0,24	22,40	0,000003	***	81,7
10 – 15 mm	0,61 \pm 0,12	0,13 \pm 0,03	11,62	0,0007	***	53,6
> 15 mm	1,00 \pm 0,05	0,32 \pm 0,04	57,74	0,00000	***	92,8

Quatre taxons montrent une consommation significativement différente entre sites traités et témoins: les Nématocères (moustiques et chironomes), les odonates (libellules) et les araignées sont moins consommées sur les sites traités alors que les fourmis volantes le sont davantage (Tableau 3). Les fourmis volantes sont également consommées sur les sites témoins, mais de façon croissante au cours de la saison de nidification ($F_{(2,177)} = 9.84$, $P < 0.0001$; $r = 0,997$, $df = 2$, $P = 0.04$), une tendance non observée sur les sites traités (Fig. 9). Quatre tailles des proies diffèrent significativement entre sites témoins et traités : les proies de longueur inférieure à 2,5 mm sont davantage consommées sur les sites traités, alors que les proies de plus de 7,5 mm le sont davantage sur les sites témoins (Tableau 3).

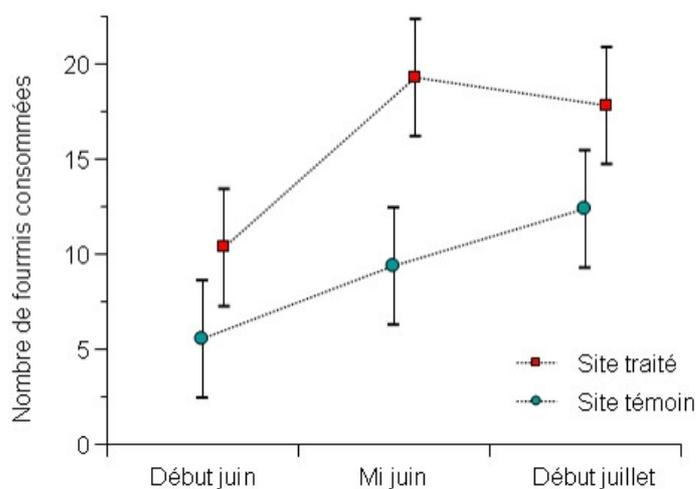


Fig. 9. Variation dans le nombre moyen de fourmis volantes par fèces au cours de la saison de nidification sur les sites témoins et traités depuis le début des traitements au Bti (2007-2009).

Fréquence des vols d'alimentation

Sur la base des données récoltées depuis 2007, le taux d'alimentation des poussins est inférieur sur les sites traités par rapport aux sites témoins, présentant des valeurs maximales dans la première moitié du mois de juin (Fig. 10).

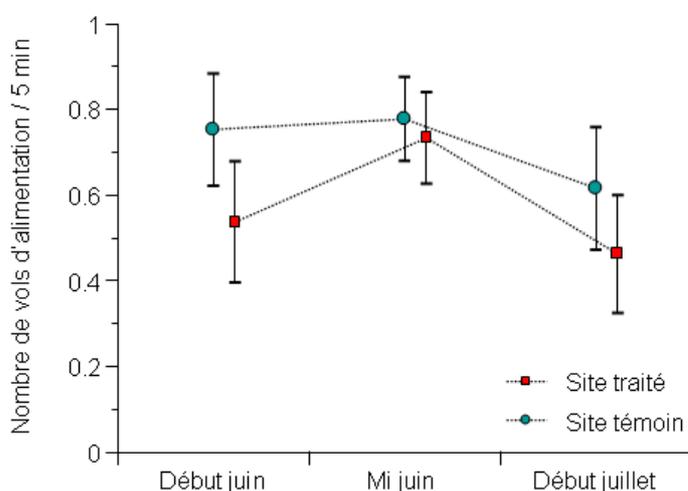


Fig. 10. Nombre moyen de vols d'alimentation se concluant par un nourrissage des poussins par tranche de cinq minutes pour l'ensemble des sites suivis depuis le début des opérations de démoustication.

Une analyse de variance hiérarchique réalisée sur ces données révèle un effet significatif du traitement ($F_{(1,350)} = 4.93, P = 0.027$) et de la période ($F_{(1,350)} = 4.40, P = 0.002$) qui expliquent respectivement 41 et 37% de la variance observée dans les taux d'alimentation entre sites traités et témoins (Fig. 11).

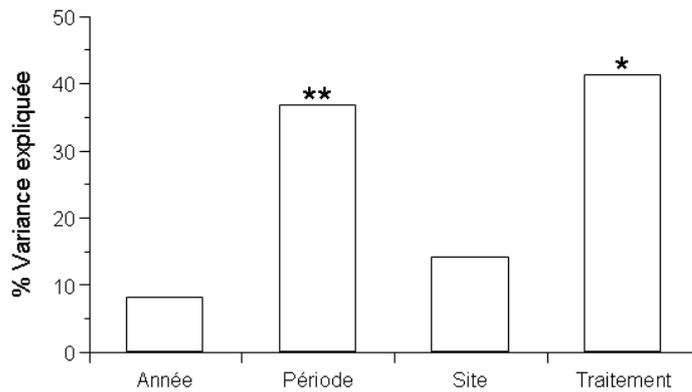


Fig. 11. Effet des variables année, période, site et traitement sur les taux d'alimentation sur l'ensemble des sites suivis en 2007, 2008 et 2009 selon une ANOVA hiérarchique. Seuils de signification: ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$.

Succès reproducteur

La date moyenne de ponte fut similaire entre les sites traités et témoins (15 mai), mais le nombre moyen d'œufs (4.3 vs. 4.9, $F_{(1,64)} = 8.48$, $P = 0.005$) et de poussins à l'envol (1.9 vs. 2.9; $F_{(1,64)} = 15.03$, $P = 0.0002$) issus de la première nichée furent significativement inférieurs sur les sites traités (Fig. 12). Le nombre total de jeunes produits est demeuré significativement inférieur sur les sites traités (3.2 vs. 2.3; $F_{(1,64)} = 8.91$, $P = 0.004$), malgré une plus forte proportion de seconde nichée (63 vs. 40%) conséquence des nombreux échecs de la première reproduction. L'analyse de variance hiérarchique montre que les traitements au *Bti* expliquent 99% de la variance observée au niveau de la taille des pontes et du nombre de poussins produits, 1% de la variance étant associée au facteur site.

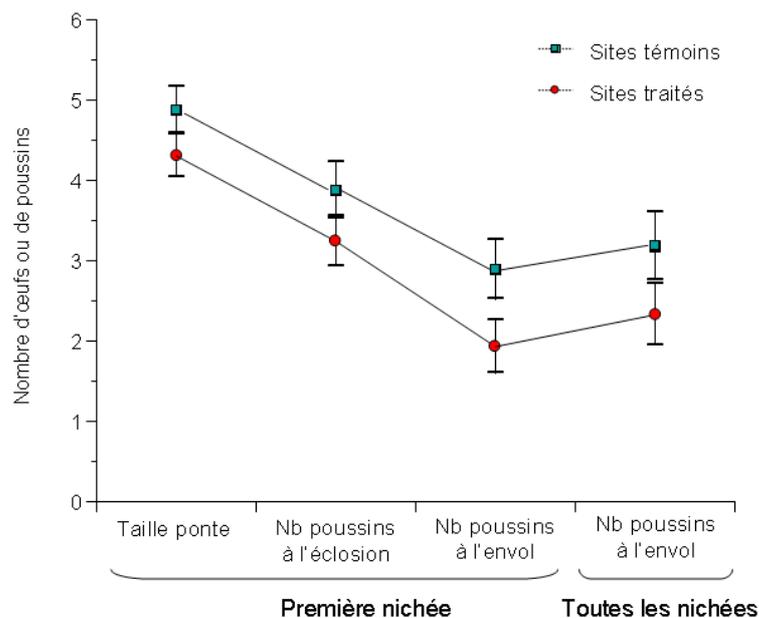


Fig. 12. Nombre moyen d'œufs et de poussins (\pm erreur type) pour la première nichée et succès reproducteur global aux sites traités et témoins en 2009.

Le succès reproducteur plus faible sur les sites traités est vraisemblablement associé aux effets du *Bti* à travers le réseau trophique. Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons évalué, à l'échelle des nids ($n = 40$), la relation entre le nombre de poussins produits et la consommation de nématocères, d'odonates et d'araignées à l'aide d'un modèle de régression généralisé. Cette analyse révèle une corrélation significative et positive entre le succès reproducteur et la consommation de ces proies sur l'ensemble des sites ($R = 0.518$; $df = 3, 36$; $P < 0.01$). La relation demeure significative lorsque les analyses n'incluent que les sites témoins ($R = 0.683$; $df = 3, 16$; $P < 0.05$), démontrant qu'il ne s'agit pas d'un effet 'altère' avec les sites traités d'un côté et les sites témoins de l'autre. Ainsi, les taxons significativement moins consommés sur les sites traités jouent un rôle prépondérant dans le succès reproducteur des hirondelles de fenêtre en Camargue.

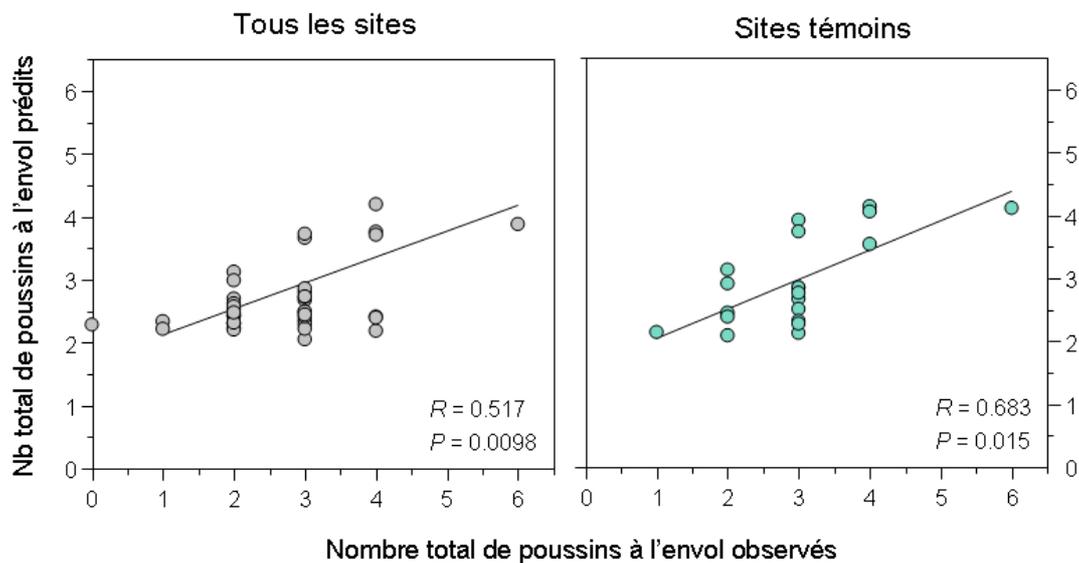


Fig. 13. Corrélation entre le succès reproducteur prédit et observé selon un modèle de régression utilisant comme variables prédictives la consommation par les poussins de nématocères, d'odonates et d'araignées sur l'ensemble des sites et sur les sites témoins uniquement.

Discussion

Les aspects relatifs à la reproduction et l'alimentation des hirondelles en général, et de l'hirondelle des fenêtres en particulier, sont relativement bien documentés (Bryant 1975, 1978, 1979; Bryant & Gardiner 1979). Le succès reproducteur de ces espèces à faible longévité est principalement influencé par l'abondance des ressources et les conditions d'alimentation qui sont largement dépendantes des conditions météorologiques (Bryant & Westerterp 1983; Turner 1983b). La sélection des proies est principalement associée à leur taille, alors qu'il a été démontré que les plus grandes proies étaient les plus profitables d'un point de vue énergétique (Bryant 1973; Turner 1982; Quinney & Ankney 1985). La consommation moindre de Nématocères sur les sites traités est probablement associée à l'abondance moindre de ce taxon qui est la cible des traitements au *Bti*. Les libellules et les araignées sont des proies recherchées pour l'alimentation des poussins de passereaux, incluant les hirondelles (Foelix 1996; McCarty & Winkler 1999). Leur plus faible consommation sur les sites traités suggère un effet du *Bti* au travers du réseau trophique, puisque ces proies sont également des prédateurs importants de Nématocères (Foelix 1996; Corbet 1979).

La consommation réduite de Nématocères sur les sites traités est partiellement compensée par une plus forte consommation de fourmis volantes, une proie terrestre non associée aux milieux aquatiques cibles des traitements. Nous ne disposons pas de données sur les disponibilités alimentaires, mais considérant que la quantité de nourriture rapportée par vol d'alimentation est constante chez l'hirondelle des fenêtres et que les distances d'alimentation sont inversement corrélées avec l'abondance des insectes (Bryant & Turner 1982), on peut supposer que les taux d'alimentation inférieurs sur les sites traités découlent d'une plus faible abondance locale de nourriture. Ainsi, les fourmis ne constitueraient pas des proies abondantes préférées sur les sites traités, mais plutôt des proies de substitution pour les Nématocères moins nombreux. Les fourmis volantes sont une proie régulière chez les hirondelles (Bryant 1973), mais elles sont généralement davantage consommées par les adultes (Turner 1983a), vraisemblablement à cause de leur contenu élevé en chitine qui est difficile à digérer (Redford & Dorea 1984). Leur consommation croissante au cours de la saison de nidification sur les sites témoins est probablement associée aux capacités d'assimilation qui vont s'améliorant chez les poussins en croissance. Cette observation renforce l'hypothèse des fourmis comme une proie de remplacement de qualité moindre que les Nématocères, odonates et araignées.

La taille des pontes chez les oiseaux est considérée comme un bon indicateur du niveau d'énergie chez la femelle et est corrélée avec l'abondance des ressources chez les hirondelles (Ward & Bryant 2006). Les activités de reproduction chez l'hirondelle des fenêtres débutent généralement un mois après le retour de migration, étant déclenchées par les ressources alimentaires disponibles (Bryant 1975). Les activités de nidification synchrones sur l'ensemble des quatre sites suggèrent que les ressources alimentaires étaient suffisantes pour permettre l'initiation des activités de reproduction, mais qu'une abondance moindre des ressources sur les sites traités limite la taille des pontes avec des effets accentués au cours de la période d'élevage des jeunes lorsque les demandes énergétiques sont maximales (Bryant 1979). L'explication la plus probable pour le nombre de poussins réduits sur les sites traités est la mort par privation de nourriture. Aucun des nids suivis n'a été perforé ou partiellement détruit par des prédateurs (principalement les pies) et la plupart des poussins manquants étaient trouvés morts sous les nids. Bien que le succès reproducteur ait été suivi pendant une seule année, la corrélation entre le nombre de jeunes produits et la consommation de Nématocères, araignées et odonates démontre bien le lien entre le succès reproducteur et la modification du régime alimentaire associée aux traitements *Bti*, clairement démontrée pendant les trois années de suivi.

La Camargue est caractérisée par des précipitations et une gestion hydrologique variable dans le temps et l'espace (Chauvelon 2009). Néanmoins, la comparaison de la taille et des taxons de proies consommés sur les sites traités et témoins révèle un effet du *Bti* supérieur à celui de l'année, du site et de la période réunis. La diversité relativement pauvre du plancton aérien dans les zones habitées contribue probablement à accroître les effets du *Bti* puisque les possibilités de proies alternatives de qualité s'en trouve réduite (Borrvall *et al.* 2001, Lacey & Merritt 2004). Néanmoins, considérant le rôle majeur des Nématocères comme ressources trophiques dans les zones humides, tant au stage larvaire qu'adulte (Armitage *et al.* 1994; Batzer & Wissinger 1996), des impacts similaires pourraient s'observer chez d'autres vertébrés dont l'écologie est plus intimement associée aux écosystèmes directement touchés par les traitements, ce qui est d'ailleurs également suggéré par le suivi des invertébrés paludicoles.

L'hirondelle des fenêtres est une espèce à surveiller en région PACA, où elle a subi un déclin de l'ordre de 60% entre 2001 et 2008 selon les données sur le suivi temporel des oiseaux communs par point d'écoute (Flitti *et al.* 2009). La réduction de 33% du nombre de

poussins produits sur les sites traités aura certainement un effet sur les effectifs de l'espèce à long terme. Il a été de plus démontré que les femelles réalisant deux nichées ont un taux de survie moindre (Bryant 1979), suggérant que les traitements au *Bti* pourraient affecter la survie des adultes en plus de celle des poussins. Un second effet additif du *Bti* pourrait découler du fait que les hirondelles coloniales répondent aux changements anthropogéniques de l'habitat avec un délai de plusieurs années (Ambrosin *et al.* 2002), les sites traités agissant alors comme des trappes écologiques accueillant une population puits, c'est-à-dire une population dont le faible taux de natalité est constamment compensé par des individus immigrant d'autres populations qui, à leur tour, souffriront d'un faible succès reproducteur.

Perspectives

Pour 2010 il est prévu de poursuivre le suivi des trois paramètres initiés en 2006 à savoir la taille des colonies, les taux d'alimentation et le régime alimentaire des poussins sur les six sites suivis en 2009. Nous proposons d'ajouter comme quatrième paramètre l'estimation des disponibilités alimentaires (échantillonnage du plancton aérien) et de les interpréter en fonction des taux d'alimentation et du régime alimentaire sur chacun des six sites.

Références

- Ambrosin, R., Bolzern, A.M., Canova, L., & Saino, N. (2002) Latency in response of barn swallow *Hirundo rustica* populations to changes in breeding habitat conditions. *Ecology Letters*, **5**, 640-647.
- Armitage, P., Cranston, P.S., & Pinder, L.C.V. (1994) *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midges*. Chapman and Hall, London.
- Balcer, M.D., Schmude, K.L., & Snitgen, J. (1999). Long-term effects of the mosquito control agents Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) and methoprene on non-target macroinvertebrates in wetlands in Wright County, Minnesota (1997-1998).
- Batzer, D.P. & Wissinger, S.A. (1996) Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, **41**, 75-100.
- Boisvert, M., & Boisvert, J. (2000) Effects of *Bacillus thuringiensis var. israelensis* on target and nontarget organisms: a review of laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology*, **10**, 517-561.
- Borrvall C., Ebenman, B., & Jonsson, T. (2001) Biodiversity lessens the risk of cascading extinction in model food webs. *Ecology Letters*, **3**, 131-136
- Bryant, D.M. (1973) The factors influencing the selection of food by the house martin *Delichon urbica* (L.). *Journal of Applied Ecology*, **42**, 539-564.
- Bryant, D.M. (1975) Breeding biology of house martins *Delichon urbica* in relation to aerial insect abundance. *Ibis*, **117**, 180-216.
- Bryant, D.M. (1978) Environmental influences on growth and survival of nestling house martins *Delichon urbica*. *Ibis*, **120**, 271-283.
- Bryant, D.M. (1979) Reproductive costs in the house martin (*Delichon urbica*). *Journal of Animal Ecology*, **48**, 655-675.
- Bryant, D.M., & Gardiner, A. (1979) Energetics of growth in house martins (*Delichon urbica*). *Journal of Zoology*, **189**, 275-304.
- Bryant, D.M., & Turner, A.K. (1982) Central place foraging by swallows (Hirundinidae): the question of load size. *Animal Behaviour*, **30**, 845-856.
- Bryant, D.M., & Westerterp, K.R. (1983) Time and energy limits to brood size in house martins (*Delichon urbica*). *Journal of Animal Ecology*, **52**, 905-925.
- Charbonneau, C.S., Dorbney, R.D., & Rabeni, C.F. (1994) Effects of *Bacillus thuringiensis var. israelensis* on nontarget benthic organisms in a lentic habitat and factors affecting the efficacy of the larvicide. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **13**, 267-279.
- Chauvelon, P. (2009) *Gestion Intégrée d'une Zone humide littorale méditerranéenne aménagée : contraintes, limites et perspectives pour l'Île de CAMargue (GIZCAM)*. Programme LITEAU 2 (MEEDDAT), Tour du Valat Final Report.
- Corbet, P.S. (1999) *Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester.
- de Lope, F. & Da Silva, E. (1988) La fidelidad al lugar de nidificación o de nacimiento en el avión común (*Delichon urbica urbica* L.) en Badajoz, España. *Ardeola*, **35**, 51-58.
- Flitti, A., Kabouche, B., Kayser, Y., & Olioso, G. 2009. *Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Foelix, R.F. (1996) *Biology of Spiders*, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford.
- Goldberg, L.J., & Margalit, J. (1977) A bacterial spore demonstrating rapid larvicidal activity against *Anopheles sergentii*, *Uranotaenia unguiculata*, *Culex univittatus*, *Aedes aegypti* and *Culex pipiens* complex. *Mosquito News*, **37**, 355-358.
- Hershey, A.E., Lima, A.R., Niemi, G.J., & Regal, R.R. (1998) Effects of *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) and methoprene on nontarget macroinvertebrates in Minnesota wetlands. *Ecological Applications*, **8**, 41-60.

- Holm, S. (1979) A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, **6**, 65-70.
- Jenni, L., Reutiman, P., & Jenni-Eiermann, S. (1990) Recognizability of different food types, feces, and alimentary flushes of *Sylvia* warblers. *Ibis*, **132**, 445-453.
- Knight, T.M., McCoy, M.W., Chase, J.M., McCoy, K.A., & Holt, R.D. (2005) Trophic cascades across ecosystem. *Nature*, **437**, 880-883.
- Lacey, L.A. (2007) *Bacillus thuringiensis* serovariety israelensis and *Bacillus sphaericus* for mosquito control. *Journal of the American Mosquito Control Association*, **23**, 133-163.
- Lacey, L.A., & Merritt, D.L. (2004) The safety of bacterial microbial agents used for black fly and mosquito control in aquatic environments. In: *Environmental Impacts of Microbial Insecticides: Need and Methods for Risk Assessment* (eds. H.M.T Hokkanen & A.E. Hajek,), pp. 151-168. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- McCarty, J.P., & Winkler, D. (1999) Foraging ecology and diet selectivity of tree swallows feeding nestlings. *Condor*, **101**, 246-254.
- Mulligan, F.S., III & Schaefer, C.H. (1982). Integration of a selective mosquito control agent *Bacillus thuringiensis* Serotype H.14, with natural predator population in pesticide-sensitive habitats. University of California, Mosquito Control Research Laboratory.
- Quinney, T.E., & Ankney, C.D. (1985) Prey size selection by tree swallows. *Auk*, **102**, 245-250.
- Redford, K.H., & Dorea, J.G. (1984) The nutritional value of invertebrates with emphasis on ants and termites as food for mammals. *Journal of Zoology*, **203**, 385-395.
- Rowe, G.E., Margaritis, A., & Wei, N. (2008) Specific oxygen uptake rate variations during batch fermentation of *Bacillus thuringiensis* subspecies *kurstaki* HD-1. *Biotechnology Progress*, **19**, 1439-1443.
- Russell, T., Kay, B., & Skilleter, G. (2009) Environmental effects of mosquito insecticides on saltmarsh invertebrate fauna. *Aquatic Biology*, **6**, 77-90.
- Stokke, B. G., A. P. Moller, et al. (2005). Weather in the breeding area and during migration affects the demography of a small long-distance passerine migrant. *Auk* **122**: 637-647.
- Turner, A.K. (1982) Optimal foraging by the swallow (*Hirundo rustica*, L): prey size selection. *Animal Behaviour*, **30**, 862-872.
- Turner, A.K. (1983a) Food selection and the timing of breeding of the Blue-and-White Swallow *Notiochelidon cyanoleuca* in Venezuela. *Ibis*, **125**, 450-462.
- Turner, A.K. (1983b) Time and energy constraints on the brood size of swallows, *Hirundo rustica*, and sand martins, *Riparia riparia*. *Oecologia*, **59**, 331-338.
- Vinnersten, T.Z.P., Lundström, J.O., Petersson, E., & Landin, J. (2009) Diving beetles assemblages of flooded wetlands in relation to time, wetland type and Bti-based mosquito control. *Hydrobiologia*, **635**, 189-203.
- Ward, S., & Bryant, D.M. (2006) Barn swallows *Hirundo rustica* form eggs mainly from current food intake. *Journal of Avian Biology*, **37**, 179-189.
- Wipfli, M. S. & Merritt, R. W. 1994. Disturbance to a stream food web by a bacterial larvicide specific to black flies: feeding responses of predatory macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, **32**, 91-103.