

ESPÈCES INVASIVES : LE CAS DES PSITTACIDÉS EN BELGIQUE. INCIDENCES, ÉVALUATION DES RISQUES ET ÉVENTAIL DE MESURES

Anne Weiserbs



M.-T. Terrisse

Résumé - Les espèces invasives soulèvent maintes questions quant à leur incidence sur l'environnement. Une convention avec les pouvoirs régionaux a été définie en 2008 dans le contexte particulier d'une nécessité de faire le point sur l'état des populations de Psittacidés en Région de Bruxelles-Capitale, les incidences actuelles et potentielles de ces espèces et les possibilités d'actions pour limiter ces incidences. Trois Psittacidés ont établi des populations férales à Bruxelles : la Perruche alexandre (*Psittacula eupatria*), la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) et la Conure veuve (*Myiopsitta monachus*). L'évaluation des impacts intègre les points suivants : potentialités d'envahissement, dégâts aux cultures, impact sur la végétation, compétition avec la faune indigène, vecteur et transmission de pathologies, impact du nourrissage par le public, incidences des dortoirs des *Psittacula* et risques engendrés par les nids communautaires de la Conure. L'évaluation des risques repose sur la mise en application de deux protocoles qui conduisent aux mêmes conclusions d'un risque global faible pour la Conure et faible à modéré pour les Perruches alexandre et à collier. Le panel de mesures balaye les possibilités de mise en oeuvre d'actions depuis les plus douces jusqu'aux plus sévères. La conclusion souligne la nécessité d'adapter les mesures aux risques effectifs et potentiels.

1. Introduction

En Belgique, trois Psittacidés ont établi des populations, essentiellement localisées en Région de Bruxelles-Capitale : la Perruche alexandre (*Psittacula eupatria*), la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) et la Conure veuve (*Myiopsitta monachus*).

De façon générale, ces espèces ont peu été soumises à des mesures de gestion dans les pays où elles ont été introduites. Cela peut s'expliquer par le fait qu'elles n'y provoquent généralement pas de dommage économique majeur. Elles jouissent de plus

d'une certaine sympathie auprès du public, étant souvent installées en zones urbaines où elles offrent un substitut de contact entre l'homme et la nature.

Néanmoins, quelques tentatives d'éradication ont été menées. En Grande-Bretagne, la Conure veuve et la Perruche alexandre ont toutes deux fait l'objet de tirs lors de l'apparition des premiers couples (BUTLER, 2005), dans le cadre d'une politique nationale active visant à empêcher l'arrivée de nouvelles espèces lorsque l'effectif est encore bas. Actuellement, les deux espèces sont encore signalées sur le territoire britannique, sans pourtant développer de population significative. Par ailleurs, une campagne d'éradication de la Conure fut menée aux



États-Unis au début des années 1970. Ce type d'opération consistait à asperger les nids depuis de hautes échelles d'une solution d'endrine diluée à 5 % (MOTT, 1973), pesticide aujourd'hui interdit par la convention de Stockholm du 22 mai 2001. En quelques années, l'effectif fut réduit de 44% (NIEDERMEYER & HICKEY 1977) et l'opération arrêtée. Il s'en est suivi une explosion démographique considérable (PRUETT-JONES *et al*, 2007). En Belgique, dès les premières nidifications de Perruche alexandre en 1999, Bruxelles Environnement-IBGE avait tenté d'empêcher l'installation de cette espèce, mais la méfiance des oiseaux était telle que les tentatives de capture au nid ont échoué.

Une convention avec les pouvoirs régionaux a été définie en 2008, afin de faire le point sur l'état des populations de ces Psittacidés, leurs incidences actuelles et potentielles et les possibilités d'action pour limiter ces impacts. Cet article en est issu.

2. État des populations bruxelloises

2.1 Perruche alexandre

2.1.1 Traits majeurs de l'écologie

Dans son aire d'origine, la Perruche alexandre fréquente une grande variété de milieux forestiers, ainsi que les plantations et les zones de culture (JUNIPER & PARR, 1998). Le régime alimentaire est exclusivement végétarien et se compose de graines, fleurs, pousses, bourgeons, fruits, etc. Pour la nidification, les couples s'installent dans des cavités de grande taille.

À Bruxelles, les Perruches alexandre se mêlent aux Perruches à collier ; les deux espèces forment notamment des dortoirs conjoints.

2.1.2 Historique et état de la population

Les premières observations de Perruche alexandre remontent à 1998, plusieurs individus sont alors notés parmi les Perruches à collier au dortoir d'Evere (Bruxelles). La nidification est attestée dès 1999 (6 couples) ; en 2000, la population comptait 10 à 15 couples (WEISERBS *et al.*, 2000), puis 35 à 40 couples en 2004 (WEISERBS & JACOB, 2007a).

Ces abondances témoignent d'une croissance très rapide et suggèrent l'absence de phase de latence dans ce processus de colonisation.

Les sites de nidification se concentrent dans les bois et parcs du nord-ouest de l'agglomération, qui hébergent également les plus fortes densités de Perruche à collier.

2.1.3 Statut hors de Bruxelles

Des nidifications ne sont pas connues ailleurs en Belgique, mais des observations se multiplient en périphérie nord de Bruxelles et il est possible que des nidifications s'y déroulent déjà. Il est probable que toutes les Perruches alexandre rejoignent les dortoirs bruxellois.

Toute action menée en Région de Bruxelles-Capitale concernera donc l'essentiel de la population.

2.1.4 Potentialité d'envahissement

Les prélèvements dans son aire d'origine, au point de raréfier l'espèce dans certains pays, suggèrent un commerce important de la Perruche alexandre. Pourtant, peu de populations férales sont connues. En effet, seuls des noyaux inférieurs à 10 couples sont signalés, en Allemagne (Cologne – KRETZSCHMAR, 1999) et en Autriche (BAUER & BERTHOLD, 1996). Outre en Grande-Bretagne (voir Introduction), des observations isolées sont rapportées aux Pays-Bas et en France, mais aucune nidification n'est connue (SOVON, 2002 ; LE MARÉCHAL & LESAFFRE, 2000). L'aptitude à développer des populations férales pourrait donc être plus faible que dans le cas de la Perruche à collier. L'exploitation de grandes cavités pour la nidification pourrait être un facteur limitant.

Cependant, la progression enregistrée à Bruxelles indique une bonne acclimatation de l'espèce et un potentiel de colonisation important. L'âge avancé de la majorité des peuplements des parcs et bois bruxellois pourrait avoir favorisé ce processus. Une colonisation importante, bien que limitée par l'offre en cavités, en Région bruxelloise est donc envisageable, ainsi qu'une progression vers d'autres zones urbaines et périurbaines du pays à partir de ce foyer. De plus, il est possible que les milieux forestiers (en ce compris le vaste massif de la forêt de Soignes situé au sud de l'agglomération) puissent être colonisés, l'espèce exploitant également les forêts denses dans son aire d'origine, contrairement à la Perruche à collier.



2.2 Perruche à collier

2.2.1 Traits majeurs de l'écologie

La Perruche à collier occupe dans son aire naturelle une grande variété de milieux arborés : milieux forestiers, savanes, cultures, parcs urbains, etc. Le régime alimentaire est végétarien : graines, fleurs, pousses, bourgeons, fruits, etc. (JUNIPER & PARR, 1998).

À Bruxelles, elle s'installe surtout dans des arbres à cavités et occasionnellement dans les anfractuosités des bâtiments. Les pontes commencent en février-mars, mais les sites de nidification sont souvent occupés dès décembre, ce qui confère aux couples un avantage certain en cas de compétition.

2.2.2 Historique et état de la population

La population bruxelloise provient du lâcher en 1974 d'une quarantaine d'individus dans un parc animalier du nord de l'agglomération ; la nidification est établie dès 1975. Les rassemblements quotidiens aux sites de dortoir (un seul site au début, puis deux à partir de 2004) ont permis de suivre fidèlement la progression de la population (données Aves et M. Segers, com. pers.). L'effectif s'est accru régulièrement pour atteindre le millier d'individus au milieu des années 1990 ; la population a connu ensuite un essor démographique exponentiel (Fig. 1). À partir de 1999, quelques dizaines de couples de Perruche alexandre renforcent progressivement ces effectifs, mais ils ne représentent qu'une faible proportion des abondances globales. En 2007, 8.250 individus sont dénombrés, soit pour la première fois une abondance comparable à celle de l'année antérieure. Si une stabilisation se confirmait dans les prochaines années ; elle serait probablement le simple reflet de la saturation du rayon d'action des dortoirs, impliquant la création de nouveaux sites, éventuellement situés en dehors du territoire bruxellois. La progression de l'espèce est également suivie via le monitoring des espèces communes par points d'écoute qui met en évidence un taux de croissance annuel de 9,4% par an entre 1992 et 2005 (WEISERBS & JACOB, 2007b – Fig. 2).

L'effectif nicheur de la Perruche à collier au sein de l'agglomération bruxelloise est nettement inférieur aux abondances notées aux dortoirs et est estimé à 480-1.200 couples en 2000-2004 (WEISERBS & JACOB, 2007a). Cette différence résulte de la présence des non-nicheurs, mais aussi d'oiseaux se

reproduisant hors Bruxelles (voir 2.2.3.). En effet, les lignes de vol indiquent que de nombreux groupes en provenance de Flandre et de Wallonie rejoignent encore les dortoirs bruxellois. Des mesures de gestion limitées aux sites de nidification ou d'alimentation bruxellois auraient donc une incidence partielle. Elles pourraient avoir pour conséquence la création d'un puits attractif pour les oiseaux de la périphérie, sachant que l'espèce montre une prédilection pour les parcs et bois urbains. L'impact serait donc plus diffus. Par contre, une action menée aux dortoirs concernerait directement la majeure partie de l'effectif belge.

L'espèce occupe aujourd'hui l'essentiel du territoire bruxellois ; seuls les milieux les moins favorables sont inoccupés : quartiers les plus urbanisés du centre, milieux campagnards de la périphérie et cœur de la forêt de Soignes ; les densités les plus fortes sont no-



Fig 1 - Évolution des effectifs aux dortoirs (données M. Segers et Aves) / Changes in the numbers at roosts (data Mr Segers and Aves)

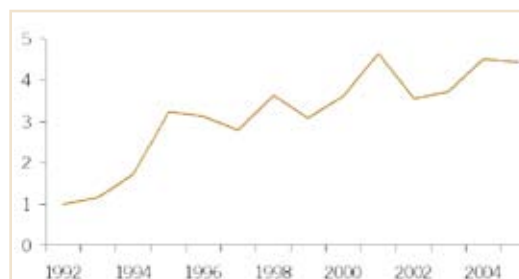


Fig. 2 - Évolution de l'indice points d'écoute entre 1992 et 2005 / Changes in the point indices between 1992 and 2005



tées dans les zones arborées du nord ouest de l'agglomération (bois de Dieleghem, parc Roi Baudouin phase I et bois du Laerbeek), avec un maximum de 75 territoires par km² (WEISERBS & JACOB, 2007a).

2.2.3 Statut hors de Bruxelles

La population s'étend en Flandre et en Wallonie, principalement à partir du noyau bruxellois. En 2000-2002, la Flandre comptait 260-430 couples surtout répartis en périphérie bruxelloise ; des densités maximales de 30-50 couples/25 km² étaient notées (VERMEERSCH *et al.*, 2004). En Wallonie, des populations nicheuses existent en Brabant et à La Louvière ; des observations isolées ne sont pas rares ailleurs (banque de données Aves).

2.2.4 Potentialité d'envahissement

On peut considérer que l'envahissement est déjà effectif. Cependant, plusieurs grandes villes de pays proches enregistrent de brusques accroissements récents. Londres et ses alentours hébergent la plus importante population d'Europe. Son évolution est comparable à celle de Bruxelles : installation dans les années 1960, lente progression durant 15-20 ans (500 individus recensés en 1983), puis explosion démographique au cours des années 1990 ; toutefois l'essor s'accélère encore et au moins 10.000 individus ont été recensés en 2004 et pas moins de 30.000 en 2007 (BUTLER, 2005 ; http://www.biology-online.org/articles/india-origin_para-keets_threaten_native.html, 2007). Malgré une progression très marquée (+ 30% par an en 2001-2003), l'extension de l'aire est relativement faible (0,4 km par an) ; l'augmentation se traduit donc par un net accroissement des densités (BUTLER, 2003). Cet exemple laisse envisager la possibilité d'un accroissement encore considérable de la population belge.

2.3 Conure veuve

2.3.1 Traits majeurs de l'écologie

Dans son aire naturelle, la Conure veuve se rencontre dans les boisements des zones sèches, les milieux ouverts pourvus d'alignements ou d'îlots arborés, de même que les milieux urbains et les cultures (JUNIPER & PARR, 1998). L'alimentation se compose de végétaux (graines, fruits, bourgeons, racines, herbe, etc.) et occasionnellement d'insectes. C'est le seul Psittacidé qui construit des

nids communautaires ; ceux-ci sont occupés toute l'année et peuvent atteindre plusieurs mètres de long.

La prédilection des populations férales pour les zones urbanisées est connue dans d'autres pays ; en Espagne notamment, les plus grosses concentrations sont observées dans les villes les plus denses (DOMÈNECH *et al.*, 2003). Leur dépendance au nourrissage par le public en hiver a déjà été suggéré (HYMAN & PRUETT-JONES, 1995 notamment) et est vraisemblable à Bruxelles.

2.3.2 Historique et état de la population

L'évolution de la population régionale est lente et fluctuante. Les premiers couples, échappés de captivité, ont niché en 1979. L'effectif est resté modeste jusque dans les années 1990 : 30-35 couples en 1989-91 (RABOSÉE *et al.*, 1995) et 30-40 individus en 1998, la population restant fortement confinée (WEISERBS & JACOB, 1999). À partir de 1999, un net accroissement s'est accompagné de la colonisation de nombreux nouveaux sites ; 50-60 individus étaient recensés dès 1999, puis 125-250 couples en 2000-2004 (WEISERBS & JACOB, 1999 ; 2007a). En 2007, la population était estimée à 165-236 individus, suggérant un déclin de l'effectif (DANGOISSE, 2007).

2.3.3 Statut hors de Bruxelles

Aucune nidification n'est rapportée en Flandre, ni en Wallonie. Toute action menée en Région de Bruxelles-Capitale concernera donc l'ensemble de la population.

2.3.4 Potentialité d'envahissement

L'évolution des populations de Conures introduites varie fortement d'un pays à l'autre. Depuis les années 1970, des explosions démographiques sont notées tant en Europe qu'aux États-Unis (AVERY *et al.*, 2002 ; DOMÈNECH *et al.*, 2003). Dans d'autres pays, l'acclimatation ne se fait pas : les populations qui ont tenté de faire souche en Allemagne, Pays-Bas et Italie n'y sont pas parvenues ou n'ont pas développé de population importante (DUBOIS, 2007). En France, des cas de nidification sont connus depuis les années 1970, mais aucune population ne s'est réellement développée, notamment suite à la pression de chasse et de destruction par les agriculteurs (DUBOIS, 2007). En Grande-Bretagne, une petite population se développe depuis 1993 à Bo-



Photo 1 - Perruche à collier / Rose-ringed Parakeet (Photo : Magali Tomas Millan)

rehamwood (Hertfordshire) où 32 oiseaux étaient recensés en 2002 (BUTLER, 2005).

Le cas de Bruxelles semble singulier : les pics démographiques reflètent une certaine acclimatation de l'espèce, mais une réelle expansion semble jugulée par un ou plusieurs facteur(s) de régulation non défini(s). Parmi les hypothèses envisagées :

- L'offre alimentaire en hiver est réputée jouer un rôle limitant pour cette espèce (SPREYER & BUCHER, 1998), mais ce facteur intervient sans doute peu à Bruxelles où le nourrissage est surabondant.
- Certaines espèces nécessitent une « phase d'établissement » qui serait suivie d'une phase de lente progression ; une phase d'accroissement rapide surviendrait 20 à 30 ans après la phase d'établissement (MUÑOZ & REAL, 2006). L'évolution démographique observée à Bruxelles ne semble pas s'accorder avec une période de latence, mais on ne peut l'exclure totalement.

- L'hypothèse d'un climat peu favorable en Belgique est plausible. MUÑOZ & REAL (2006) ont ainsi démontré l'importance de l'ensoleillement dans la sélection des habitats de cette espèce. Aux États-Unis, où les premières nidifications eurent lieu à la fin des années 1960, l'effectif double tous les 6 à 7 ans (PRUETT-JONES *et al.*, 2007) excepté en Oregon, où l'espèce est stable ou déclinante depuis les 20 dernières années (STAFFORD, 2003). Dans cette région l'humidité est élevée, en particulier durant la saison froide. Dans ce contexte, il est possible que le réchauffement climatique puisse favoriser l'espèce à moyen terme.

En conclusion, vu les accroissements démographiques observés dans certains pays, il faut envisager que l'espèce puisse coloniser la majeure partie du territoire bruxellois si ces facteurs contraignants devaient disparaître ou être dépassés. La colonisation de milieux urbains et péri-urbains situés dans les deux autres régions du pays est également possible. Le potentiel de dispersion est donc élevé, malgré une évolution globale de l'effectif mitigée.



3. Analyse des nuisances actuelles et potentielles

3.1 Incidences communes aux trois espèces

3.1.1 Impact du nourrissage par le public

Les quantités extrêmes de nourriture fournies par le public ont probablement un impact direct sur la démographie des perruches, réduisant les taux de mortalité hivernaux et favorisant le succès de reproduction. Un lien est donc à établir entre l'ensemble des nuisances et ce nourrissage.

De plus, l'alimentation par le public a sans doute d'autres impacts :

- nuisances accrues résultant de la concentration des perruches en ces endroits (bruit et salissures surtout) ;
- influence sur la densité des nicheurs aux alentours directs ;
- prolifération de l'avifaune opportuniste, dont le Pigeon domestique qui cause également des nuisances ;
- risque de prolifération d'autres opportunistes indésirables (insectes, rats...).

Par ailleurs, la propension du public à nourrir les oiseaux génère d'autres troubles au niveau des écosystèmes, en particulier l'apport de pain dans les pièces d'eau (avec pour issue la prolifération d'algues, la récurrence du botulisme, etc.). Une approche plus globale de la problématique serait donc justifiée. Il est important de souligner que ces nourrissages sont le reflet d'un investissement humain de la part du public dont il faut tenir compte dans la mise en œuvre de mesures.

3.1.2 Dégâts aux cultures et à la végétation

Les trois espèces sont considérées, au moins localement, comme des pestes agricoles dans leur aire d'origine. Toutefois, des dégâts significatifs aux cultures ne sont que ponctuellement signalés parmi les nombreuses populations introduites de Perruche à collier ou de Conure veuve. À Londres et ses

alentours, un impact croissant de la Perruche à collier est observé sur les cultures fruitières (pommes, poires, raisins notamment) (<http://www.nonnativespecies.org>, 2008) ; quant à la Conure, des dommages isolés sont occasionnés sur certains types de cultures, en particulier les fruits tropicaux (TILLMAN *et al.*, 2000). Dans le cas de la Perruche alexandre, une évaluation du risque sur les cultures est difficile à établir vu la rareté des populations introduites. Toutefois, l'impact faible de la Perruche à collier, dont elle est très proche, permet de supposer que le risque puisse être également faible. En Belgique, aucune observation de Psittacidés se nourrissant en zone agricole n'a été rapportée. Dans le cadre de l'évaluation des risques à l'échelle de la Région de Bruxelles-Capitale, les surfaces concernées sont très faibles et ce critère est négligeable.

Par ailleurs, la consommation de pousses, bourgeons, bulbes et fruits sur les arbres ornementaux par les trois espèces occasionne actuellement des préjudices très localisés. Un accroissement des effectifs s'accompagnerait sans doute d'une plus grande importance des prélèvements sur la végétation, mais l'exemple de la Perruche à collier montre un impact global acceptable, même dans des zones de fortes densités.

Enfin, les Conures utilisent des branchettes pour la construction des nids communautaires. Ceux-ci étant occupés tout au long de l'année au moins comme dortoirs, les prélèvements ne sont pas limités dans le temps. En outre, les jeunes manifestent un comportement d'apprentissage à la construction, ce qui implique également des prélèvements continus. Si un impact paysager apparaît localement (quelques arbres partiellement ébranchés), *in fine* aucune dégradation majeure de la végétation n'est observée, même dans les zones où l'espèce est abondante. L'impact global est donc acceptable.

3.1.3 Transmission de pathologies

La Psittacose, la maladie de Newcastle (ou pseudo grippe aviaire) et la grippe aviaire sont les principales pathologies pour lesquelles les Psittacidés pourraient jouer un rôle de vecteurs. Les contacts pris avec diverses institutions (Institut de Médecine Tropicale d'Anvers, service de pathologie aviaire de l'université de Gand, service d'épidémiologie de l'Institut de Santé Publique) indiquent que, pour les trois pathologies, les principaux facteurs sont le transport et le commerce d'oiseaux, bien que des



oiseaux migrateurs puissent également être vecteurs naturels de gripes aviaires. Le risque se situe donc surtout à l'importation et c'est à ce niveau que ces menaces doivent être jugulées. Les populations férales ne constituent pas un point de cristallisation du risque représenté par ces maladies.

3.1.4 Compétition avec la faune indigène

Dans le cas de la Conure, il n'y a actuellement pas d'impact connu sur la faune indigène (Global Invasive Database <http://www.issg.org>, 2006). L'espèce occupe des zones très urbanisées, essentiellement favorables à une faune opportuniste. Les nids communautaires offrent même à certaines espèces des sites de nidification occasionnels, y compris à Bruxelles (WEISERBS & JACOB, 1999).

Pour les deux autres espèces, la compétition avec les espèces cavernicoles indigènes représente la principale menace. D'une part, une incidence est à craindre sur les chauves-souris liées aux vieilles cavités (Vespertilion de Daubenton *Myotis daubentoni*, Vespertillon de Bechstein *Myotis bechsteini*, Noctule commune *Nyctalus noctula*, etc.). La question est d'autant plus pertinente que les chiroptères choisissent des cavités dont l'entrée est réduite et que l'agrandissement de ces ouvertures par les *Psittacula* les rend sans doute définitivement inhospitalières (B. Van Der Wijden, com. pers.). D'autre part, une compétition avec l'avifaune cavernicole est à envisager. Cependant, les points d'écoute en Région bruxelloise indiquent un bon état de santé des populations de cavernicoles pour la période 1992-2005, qui correspond à celle de l'essor de la Perruche à collier (WEISERBS & JACOB, 2007b). De plus, une étude menée en 2002 indique une abondance normale de cavernicoles dans trois parcs du nord-ouest de l'agglomération particulièrement peuplés de perruches (WEISERBS *et al.*, 2002). Malgré la fréquence des populations férales, la seule recherche ayant mis en évidence une influence négative de la Perruche à collier a été menée à Bruxelles et ses environs. Ainsi, d'après STRUBBE & MATTHYSEN (2007), l'abondance de la Sittelle torchepot serait négativement corrélée à celle de la Perruche à collier. Il est à noter que les relevés réalisés dans cette étude concernent surtout des habitats propices à la Perruche et constituent des habitats secondaires pour la Sittelle (celle-ci étant plus abondante dans les milieux forestiers) ; en outre, les relevés ne sont pas étalés dans le temps et ne peuvent donc retracer une évolution. Par ailleurs, les données des

points d'écoute sur la période 1992-2005 ont fait l'objet d'une analyse complémentaire afin de vérifier l'impact de la Perruche à collier sur la Sittelle torchepot. L'analyse, réalisée avec le logiciel TRIM (Trends and Indices for Monitoring data – PANNEKOEK & VAN STRIEN, 2001) ne montre aucune influence de la covariable Perruche à collier sur l'évolution de la population de Sittelle entre 1992 et 2005 (Wald-test = 1,31 ; $p = 0,9712$).

Toutefois, si actuellement aucun préjudice ne semble se confirmer, la question d'une telle compétition reste largement ouverte. En effet, le contexte bruxellois est très particulier, la plupart des parcs ayant été plantés lors du règne de Léopold II et la majorité des peuplements étant aujourd'hui âgés. Les densités de cavités sont particulièrement élevées dans plusieurs parcs où la Perruche à collier abonde et sont attribuées à ses comportements excavateurs ; une proportion importante de ces cavités demeure inoccupée (WEISERBS *et al.*, 2002). L'offre en cavité en Région de Bruxelles-Capitale est donc très importante à l'heure actuelle et diminuera fortement à moyen terme avec le renouvellement des peuplements. Une incidence future sur les effectifs régionaux des oiseaux cavernicoles n'est donc pas exclue.

3.2 Incidences propres aux deux *Psittacula* : impact des dortoirs et prédortoirs

Deux dortoirs sont partagés par les Perruches alexandre et à collier (la seconde étant largement majoritaire). Plusieurs sites de prédortoirs sont également répartis au sein de l'agglomération. Ils occasionnent plusieurs types de désagréments.

- Les nuisances sonores constituent un dérangement, probablement le plus important au dortoir du parc Élisabeth, situé en pleine ville. Une fois les oiseaux rassemblés, les dortoirs deviennent silencieux. Le dérangement couvre donc au maximum les deux heures qui précèdent le coucher du soleil ainsi que les instants qui suivent le lever du jour.
- Les arbres hébergeant les dortoirs et prédortoirs sont défoliés, parfois en grande partie, ce qui affecte probablement leur vitalité (deux fois 3 à 5 arbres en tout aux sites de dortoir).
- Les fientes occasionnent des salissures importantes en dessous des dortoirs.



En terme d'impact sur l'environnement, ces désagrèments ne sont pas significatifs. Ils revêtent toutefois une importance ponctuelle en terme de confort paysager et sonore.

3.3 Incidences propres à la Conure veuve

3.3.1 Risques liés à la chute des nids

Les nids communautaires peuvent représenter un danger, d'une part en cas de chute sur les infrastructures qu'ils surplombent (routes, terrain de sport,...), et d'autre part en déséquilibrant les structures porteuses (risque avéré puisque le nid fondateur de la colonie a très probablement favorisé la chute de son support métallique lors d'une tempête en 2002).

3.3.2 Dommages économiques

Aux États-Unis, les nids construits sur des poteaux électriques engendrent courts-circuits, pannes électriques et incendies, ainsi que des dommages aux structures proprement dites (PRUETT-JONES *et al.*, 2007) ; les dégâts occasionnés ont été chiffrés à 585.000 dollars pour la seule année 2001 (AVERY *et al.*, 2002).

Actuellement, ce type de dommage n'est pas constaté à Bruxelles, mais les Conures ont montré qu'elles pouvaient brusquement exploiter de nouveaux types de supports, avec la subite construction de nids sur des infrastructures d'éclairage de terrains de sport (huit nids en trois sites distincts) au début des années 2000. Ainsi, il n'est pas impossible que les Conures puissent à l'avenir occasionner des dommages en choisissant des supports plus critiques.

3.4 Conclusions et mise en perspective des incidences réelles et potentielles

3.4.1 Perruche alexandre

L'effectif étant relativement réduit, les impacts actuels sont apparemment faibles. Cependant, ils s'ajoutent à ceux de la Perruche à collier à laquelle l'Alexandre s'associe dans de nombreux comportements. De plus, un net accroissement démographique est à envisager, avec amplification des nuisances.

3.4.2 Perruche à collier

Des populations férales sont notées dans plus de 35 pays à travers le monde. De manière générale peu d'impacts sont aujourd'hui mis en évidence. Toutefois, nombre de ces populations férales se sont établies vers les années 1960-1970 et ont connu une longue période de latence ; les proliférations démographiques sont très récentes. Les impacts réels et potentiels se synthétisent comme suit :

- une incidence potentielle sur les oiseaux cavernicoles indigènes ;
- une incidence en théorie possible sur les chauves-souris cavernicoles ;
- une incidence localement avérée sur les cultures fruitières ;
- une incidence non mesurable liée aux dérangements et aux salissures.

La progression de l'espèce dans des zones rurales en Grande-Bretagne (BUTLER, 2003) suggère que l'espèce pourrait encore nettement s'étendre ailleurs en Belgique. À cet égard, le réchauffement du climat pourrait favoriser son expansion vers des milieux moins urbanisés, avec un risque accru de compétition avec les espèces indigènes (DUBOIS, 2007).

En conclusion, les populations férales de Perruche à collier sur divers continents suscitent les mêmes réactions : peu d'impact manifeste, mais une compétition avec les cavernicoles indigènes est redoutée, sans être constatée. Il en est de même pour la population bruxelloise.

3.4.3 Conure veuve

Actuellement, la population de Conure ne provoque pas de nuisance significative, mais son évolution démographique est incertaine. Seuls certains sites de nids pourraient être sources d'accidents ou dommages dans l'immédiat.

4. Évaluation des risques

Deux protocoles d'évaluation des risques ont été appliqués aux trois espèces : le « UK non-native organism



risk assessment scheme (ANONYME, 2005) », qui prend en compte les aspects écologiques et socio-économiques, ainsi que le « Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium » de l'ISEIA (BRANQUART, 2007), qui se focalise sur les risques pour la biodiversité belge.

4.1 Protocole « UK non-native organism risk assessment scheme »

Pour les trois espèces, la première section du protocole confirme la nécessité de réaliser une évaluation des risques approfondie.

Pour la Conure veuve, les trois modes d'évaluation (deux méthodes chiffrées plus l'évaluation de l'auteur) concluent à un risque d'impact faible et à la non-nécessité d'action.

Pour les Perruches alexandre et à collier, les deux méthodes chiffrées concluent à un risque d'impact faible. Toutefois, l'incidence potentielle sur l'avifaune indigène justifie l'option d'un risque moyen.

La nécessité de poursuivre les systèmes de surveillance est soulignée, d'une part pour connaître l'évolution des effectifs de ces trois espèces et d'autre part pour vérifier l'état de santé des populations de cavernicoles indigènes.

4.2 Protocole « Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium »

Les scores obtenus pour la Conure conduisent à la catégorie C, correspondant aux espèces non considérées comme une menace pour les espèces et les écosystèmes indigènes (risque environnemental faible).

Les scores obtenus pour les deux *Psittacula* sont à la limite entre les catégories C et B, cette dernière nommée « Watch list » inclut les espèces dont le risque environnemental est modéré, sur la base des connaissances actuelles.

4.3 Conclusion

Les deux protocoles conduisent aux mêmes conclusions d'un risque global faible pour la Conure et faible à modéré pour les Perruches alexandre et à collier. Dans le cas de la Perruche alexandre, vu la faible occurrence de populations férales, peu d'in-

formations ont permis d'étayer les réponses formulées dans les protocoles. Une grande prudence est donc requise et une réévaluation des risques doit être envisagée dans les prochaines années.

5. Analyse des mesures envisageables

5.1 Facteurs d'influence à la décision

Plusieurs éléments majeurs, parfois contradictoires, sont à prendre en compte dans le choix des mesures. Parmi ceux-ci :

- Adapter les mesures à l'impact ; la définition des risques reste toutefois provisoire et doit être réévaluée régulièrement.
- Agir lorsque les populations sont encore réduites.
- Certains scientifiques soutiennent l'option de la précaution dans le cas d'espèces dont l'impact des populations introduites n'est pas avéré. L'argumentation traite d'une part de la diminution de la biodiversité et de l'effet potentiel des changements climatiques qui pourraient augmenter la vulnérabilité des écosystèmes face aux espèces envahissantes (MANCHESTER & BULLOCK, 2000). D'autre part, si une population introduite ne pose pas de problème majeur en un temps et un espace donnés, elle pourrait constituer un foyer à partir duquel l'espèce pourrait proliférer et coloniser d'autres régions voisines où des dommages sont susceptibles de se développer.
- Les espèces établies depuis longtemps et stables du point de vue biogéographique ne devraient pas nécessairement faire l'objet de préoccupation (MANCHESTER & BULLOCK, 2000). Dans le cas présent, les trois populations progressent, bien que de façon plus modeste pour la Conure.
- Peu de programmes d'éradication se sont révélés efficaces car leur mise en œuvre est généralement consécutive à l'identification d'incidences, qui n'apparaissent que lorsque les populations sont déjà étoffées. Il est important de noter que des destructions locales sont susceptibles



de générer des coups de fouet démographiques avec un résultat inverse de celui escompté.

- Il est important de prendre en compte l'investissement émotionnel du public dans le choix et la mise en œuvre des mesures (importance de la communication). À cet égard, Dubois (2007) souligne combien les explications concernant les risques issus de la progression de certaines espèces peuvent être aisément assimilées par les médias à une forme de racisme.

5.2 Mesures communes aux trois espèces : nourrissage public

L'apport alimentaire par le public est tel à Bruxelles qu'il joue vraisemblablement un rôle clé dans la démographie des trois espèces. Dans le cas des Conures, la suppression complète du nourrissage pourrait peut-être même conduire à l'extinction de la population. Toutefois, une telle suppression est peu réaliste, vu l'investissement émotionnel sous-jacent.

L'interdiction pure et simple sous peine d'amende est susceptible d'inciter les gens à davantage nourrir en sites privés qu'en lieux publics, ce qui aurait pour effet pervers de supprimer toute possibilité d'intervention. Cette approche pourrait donc ne pas se révéler appropriée.

L'information du public est un levier important. Dans ce cas, c'est une véritable campagne de sensibilisation qu'il faut envisager. Son thème central pourrait se décliner autour du concept du « nourrissage intelligent » qui ne recommande donc pas la suppression de toute forme de nourrissage (qui pourrait s'interpréter de façon conflictuelle) mais plutôt d'orienter ce comportement afin d'en limiter les impacts négatifs. Concrètement, les principes suivants pourraient être intégrés :

- Pas de pain, qui constitue une nourriture universelle non seulement pour l'avifaune opportuniste (pigeons et corvidés en particulier), mais aussi pour les indésirables (rats, insectes),
- Promotion des mangeoires à distribution dirigée vers les petits passereaux : mangeoires à petites mailles disposées dans des lieux pas trop accessibles (buissons par exemple ou choix de configurations des maisonnettes-mangeoires,...).
- Sensibilisation aux conséquences d'un nourrissage irraisonné.

5.3 Perruches à collier et alexandre

Vu l'imbrication des deux populations, la seule approche pertinente est une action à l'échelle du genre. Le panel de mesures possibles est présenté par ordre croissant depuis les plus douces jusqu'aux plus sévères.

5.3.1 Atténuation des risques de carence en cavité

La principale crainte liée à l'essor des deux Psittacidés est la compétition avec les cavernicoles indigènes, en particulier dans le contexte du renouvellement des peuplements des parcs bruxellois. Deux options non exclusives sont envisageables :

- La pose de nichoirs dans l'attente d'un rééquilibrage de l'âge des peuplements. Les estimations fournies dans l'atlas des oiseaux nicheurs de Bruxelles donnent une indication de l'offre nécessaire dans les différentes zones de l'agglomération, et en particulier dans le nord-ouest de la ville.
- Le maintien le plus longtemps possible des vieux arbres non dangereux pour adoucir au maximum la transition.

Pour la problématique particulière des chauves-souris, il n'est pas possible en l'état des connaissances de définir des mesures concrètes. Des recherches sont indispensables, d'abord pour vérifier l'existence effective d'un impact et ensuite pour trouver des mesures d'atténuation efficaces (renforcements métalliques pour empêcher l'élargissement de l'ouverture des cavités, etc.). Ce groupe d'espèces est particulièrement difficile à appréhender et de telles recherches nécessitent un investissement humain et matériel considérables.

5.3.2 Capture

Selon BUTLER (2003), le moyen le plus simple de lutte contre la Perruche à collier serait la capture aux dortoirs. Il considère qu'une telle opération est réaliste, mais souligne la nécessité d'une bonne information du public. Se basant également sur l'exemple des Conures aux États-Unis, il insiste sur la probabilité d'une accélération du taux de reproduction des individus non capturés ; d'où l'importance d'un effort de capture continu. Cependant, vu l'absence d'impact manifeste, il souligne que dans le cas de Londres, il serait plus adéquat en



terme de coût-bénéfice d'autoriser simplement les fermiers à limiter les Perruches aux alentours des sites pillés.

BASHIR (1979) a mis au point un piège destiné à la Perruche à collier (le « Parotrap »). Le piège est relativement simple et son assemblage sur le terrain ne demande que 10 à 15 minutes. Sur la base des taux de capture obtenus, 10 pièges et 23 jours de captures seraient nécessaires pour capturer 20 % de l'effectif bruxellois. Cette approche nécessiterait donc un effort de longue haleine. La capture de l'ensemble des individus par ce moyen est en outre peu vraisemblable. Toutefois, le système pourrait se révéler utile si seulement quelques individus devaient être capturés (notamment pour tester les techniques développées aux points suivants).

Il est préférable de mettre en œuvre la capture de la majorité des oiseaux d'un coup. Les dortoirs représentent des sites d'action privilégiés, d'autant qu'ils drainent la majorité de l'effectif national. Il peut sembler irréaliste de tenter de capturer autant d'oiseaux, mais des systèmes permettant la capture de plusieurs milliers d'individus ont déjà fait leurs preuves (BUB, 1991). Un système dérivé du « clap net » ou du « double clap net » pourrait convenir (Fig. 3). Ces techniques limitent le risque de blesser des oiseaux, mais leur inconvénient est qu'elles nécessitent un espace d'amorçage au sol suffisant.

Un autre principe est celui du filet à canon, testé avec succès pour les dortoirs de corvidés (NWRC, 2006). Bien que s'agissant d'oiseaux au sol, la Fig. 4 en illustre le principe ; une procédure très détaillée est proposée par BUB (1991). Les avantages du système sont la faible emprise au sol et la discrétion à l'amorçage ; un inconvénient est le bruit, surtout en sites urbains.

La capture des Perruches ne représente toutefois qu'une étape dans un plan d'action ; les oiseaux devant ensuite être pris en charge de quelque façon.

5.3.3 Stérilisation

Dans le cas de populations encore peu étoffées, un programme de stérilisation par interventions chirurgicales pourrait être envisagé. Une simple vasectomie des mâles pourrait convenir (Dr. Brasseur, com. pers.). À Bruxelles, les effectifs sont trop importants pour une telle approche.

Une autre option serait la stérilisation chimique. Ces substances pourraient être fournies *via* la nourriture dans un espace clos à élaborer et où les oiseaux seraient dirigés une fois capturés. Il faudrait alors envisager le maintien des oiseaux en captivité le temps de l'opération, ce qui est réaliste, mais qui nécessiterait une bonne information du public. Le diazacon, agent chimique stérilisant s'est montré efficace sur des Conures captives (L. Avery, unpublished data in PRUETT-JONES *et al.*, 2007). Cette substance inhibe une enzyme clé dans la conversion du desmostérol en cholestérol, processus nécessaire à la production des stéroïdes. Le diazacon a été testé avec succès aux États-Unis en 2004-2005 sur des corvidés, dont l'abondance urbaine pose des problèmes (NWRC, 2006) ; aucune mortalité ou modification de poids n'a été constatée. Pour la Corneille d'Amérique *Corvus brachyrhynchos*, les appâts contenaient 75 mg de diazacon par kg. Dans le cas présent, il serait nécessaire de tester l'efficacité du diazacon sur les deux *Psittacula* en comparant les taux de cholestérol non estérifié et les niveaux de desmostérol chez des oiseaux traités et non traités. La rémanence de la substance devra également être évaluée. La troisième étape serait la mise au point d'une nourriture attractive.

L'option de la stérilisation est envisagée en Grande-Bretagne où des recherches sont actuellement menées au Central Science Laboratory de York afin de définir la faisabilité d'une opération de contrôle de la Perruche à collier par stérilisants chimiques (<http://www.nonnativespecies.org>, 2008).

5.3.4 Éradication

Une fois les oiseaux capturés, leur euthanasie pourrait en théorie être envisagée, mais elle est peu réaliste en pratique. Vu le nombre d'individus, le tir est exclu. L'utilisation d'explosifs (comme anciennement dans le cas des dortoirs à Étourneaux) est évidemment à proscrire en milieu urbain. Enfin, l'utilisation d'un gaz létal ne peut se concevoir que dans un espace clos (de type container). Il est peu concevable d'y diriger des milliers d'oiseaux dans une opération « propre ».

De plus, cette option est hautement déconseillée. D'une part, parce que les impacts des Perruches sont insuffisants pour justifier une action aussi radicale et d'autre part, car la réaction du public serait extrême et pourrait hypothéquer d'autres actions à venir contre des espèces dont l'impact serait plus grave.

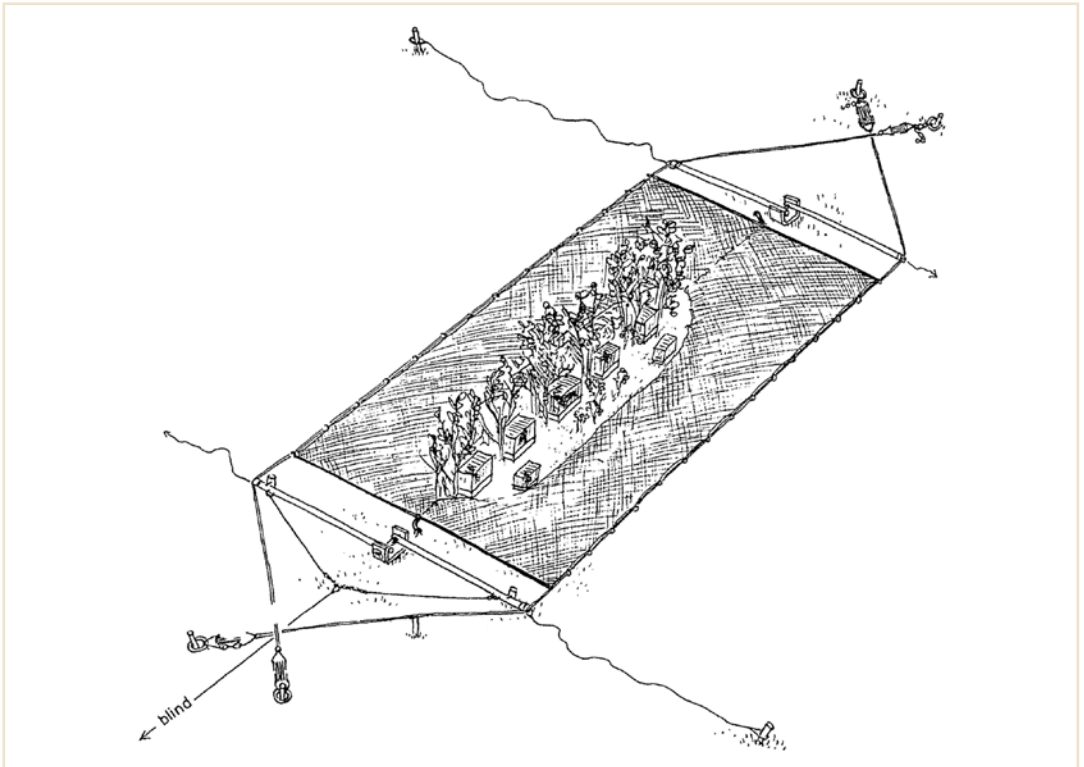


Fig. 3 - Principe du « double clap net » d'après BUB, 1991 / Principle of double clap net, following BUB, 1991



Fig. 4 - Principe du « cannon netting », d'après BUB, 1991 / Principle of cannon netting, following BUB, 1991



5.4 Mesures propres aux Conures veuves

5.4.1 Suppression des nids dangereux et limitation démographique

Une intervention au niveau des nids menaçant de chuter sur des voies fréquentées est souhaitable à court terme. Toutefois, la simple destruction est insuffisante, un nid pouvant être reconstruit en moins de 2 semaines (AVERY *et al.*, 2002). Vu son occupation quotidienne comme dortoir au moins, la reconstruction est plausible tout au long de l'année. Il faut donc la rendre impossible.

La méthode la plus évidente est de rendre le support inhospitalier, par exemple en supprimant la branche porteuse. Mais cette option ne sera pas toujours possible, en particulier lorsqu'il s'agit d'un support artificiel.

AVERY *et al.* (2002) ont testé l'efficacité de divers modes de répulsion. La mise en place, une fois le nid détruit, d'une Conure empaillée (méthode de répulsion efficace chez d'autres espèces) ou d'une fausse chouette fut sans résultat, de même que des faisceaux de lumière rouge braqués sur les nids. La destruction simultanée des nids, la pose de Conure empaillée et le harcèlement pendant sept jours des oiseaux présents ont empêché la reconstruction, mais les oiseaux bien que moins nombreux étaient toujours présents là où le nid était anciennement construit. Les méthodes d'écartement n'offrent donc pas de solution satisfaisante.

Une solution serait de capturer les oiseaux de ces nids (et éventuellement les diriger en volières). PRUETT-JONES *et al.* (2007) ont étudié les conséquences démographiques de prélèvements dans le contexte d'un accroissement exponentiel (taux de croissance intrinsèque de 0,119). Selon cette recherche, la suppression annuelle de 20 % des adultes permettrait de réduire la population de 80 %, avec une probabilité d'extinction dans les 10 ans de 54 %. À Bruxelles, les conséquences de la capture de quelques couples seraient d'autant plus importantes que la croissance de la population est lente et que l'effectif est réduit.

En pratique, le Parotrap de BASHIR (1979) est inefficace pour les Conures (AVERY *et al.*, 2002) ; en outre, ce système ne permet pas de cibler les oiseaux d'un nid précis. À cette fin, il est nécessaire

de capturer les oiseaux alors qu'ils sont au nid, de nuit. Il est suggéré de tester un simple filet ample amené par-dessus le nid *via* un élévateur. Une fermeture velcro permettrait de le rendre hermétique par-dessous.

5.4.2 Stérilisation

Dans une optique plus radicale, la stérilisation au Diazacon pourrait être envisagée, la substance étant efficace sur cette espèce (L. Avery, unpublished data *in* PRUETT-JONES *et al.*, 2007). Vu la taille modeste de la population, la capture et le maintien des oiseaux en volière le temps nécessaire sont tout à fait envisageables.

5.4.3 Capture de l'ensemble de la population

L'effectif réduit rend aussi possible la capture de l'ensemble des oiseaux. D'après les contacts pris, ils pourraient facilement être redirigés vers des volières.

5.4.4 Éradication

Il pourrait également être envisagé de les euthanasier. Toutefois, cette option est vivement déconseillée pour des raisons similaires à celles invoquées dans le cas des *Psittacula* : l'impact de la Conure est minime et une réaction extrême du public pourrait hypothéquer la mise œuvre de mesures radicales envers des espèces plus problématiques.

6. Conclusion : choix des actions ou mise en rapport des mesures aux risques

Pour les Perruches alexandre et à collier, les conclusions de l'évaluation indiquent un risque faible à modéré. Ce risque est lié à la compétition avec la faune cavernicole indigène. Concernant l'avifaune, les populations régionales ne montrent pas de signe d'un préjudice, mais le renouvellement des peuplements d'arbres à court terme pourrait modifier la donne. Dans le cas des chauves-souris, un impact est peut-être déjà en cours, sa mise en évidence étant extrêmement difficile. *In fine*, cette menace peut être jugée suffisante pour justifier une inter-



vention. Toutefois, en adéquation avec l'évaluation des risques, la mesure la plus radicale, celle de l'éradication, doit être écartée.

Dans le cas de la Conure veuve, l'évaluation indique un risque faible. Cette conclusion doit orienter les décisions vers les mesures les plus douces.

REMERCIEMENTS - Bruxelles Environnement-IBGE a financé Aves pour la réalisation de la présente étude. De plus, de nombreuses informations concernant les perruches bruxelloises sont issues du Programme de Surveillance de l'État de l'Environnement Bruxelloise organisé par Bruxelles Environnement-IBGE et dont Aves assume le volet consacré à l'avifaune depuis 1992. De nombreux bénévoles d'Aves contribuent à ce programme qui repose sur leur enthousiasme. Merci à Gersende Dangoisse pour sa contribution aux recherches bibliographiques. Un tout grand merci à chacun des scientifiques, ornithologues et collègues ayant gentiment répondu à mes questions.

Bibliographie

ANONYME (2005). UK non-native organism risk assessment scheme – Version 3.3 (28.2.2005) : Prepared by CABI Bioscience (CABI), Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Central Science Laboratory (CSL), Imperial College London (IC) and the University of Greenwich (UoG) under Defra

EVERY, M. L., GREINER, E. C., LINDSAY, J. R., NEWMAN, J. R. & PRUETT-JONES, S. (2002) : *Monk Parakeet Management at Electric Utility Facilities in South Florida*. Wildlife Damage Management, Internet Center for USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications - University of Nebraska - Lincoln

BASHIR, E. A. (1979) : *A new "Parotrap" adapted from Mac trap for capturing live parakeets in the field*. Wildlife Damage Management, Internet Center for USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications - University of Nebraska - Lincoln

BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD. 1996. *Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung*. Aula Verlag, Wiesbaden, Germany, 715 pp.

BRANQUART, É. (Ed.) (2007) : Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium. ISEIA - <http://ias.biodiversity.be>

BUB, H. (1991) : *Bird Trapping & Bird Banding. A handbook for trapping methods all over the world*. Ithaca: Cornell University Press.

BUCHER, E. H. (1992) : Neotropical parrots as agricultural pests. In: Beissinger SR & NFR Snyder (eds) *New World parrots in crisis: solutions from conservation biology*: 201-219. Smithsonian Institution Press, Washington, District of Columbia, USA.

BUTLER, C. (2003) : Population biology of the introduced Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* in the UK. Unpubl. Ph.D. thesis, Dept of Zoology, Edward Grey Inst. of Field Ornithology, Univ. of Oxford.

BUTLER, C. (2005) : Feral Parrots in the Continental United States and United Kingdom: Past, Present and Future. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 19: 142-149.

DANGOISSE, G. (2007) : Etude de la population de Conures veuves ou Perriches jeunes-veuves (*Myiopsitta monachus*) de Bruxelles Capitale. Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de Licenciée en Biologie – Université libre de Bruxelles.

DOMÈNECH, J., CARRILLO, J. & SENAR, J.C. (2003) : Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 20 : 1-9.

DUBOIS, P. J. (2007) : Les oiseaux allochtones en France : statut en interactions avec les espèces indigènes. *Ornithos*, 14-6: 329-364.

HYMAN, J. & PRUETT-JONES, S. (1995) : Natural history of the Monk parakeet in Hyde Park, Chicago. *Wilson Bulletin*, 107 (3): 510 – 517.

JUNIPER, T. & PARR, M. (1998) : *Parrots. A guide of the Parrots of the world*. Pica Press, Sussex.

KAHL-DUNKEL, A. & WERNER, R. (2002) : Winterverbreitung des Halsbandsittichs *Psittacula krameri* in Köln. *Vogelwelt*, 123: 17-20.

KELCEY, J. & RHEINWALD, G. (2005) : *Birds in European Cities*. Ginster Verlag, St. Katharinen.

KRETZSCHMAR, E. (1999) : Exoten in der Avifauna Nordrhein-Westfalens. *Charadrius*, 35 :1-15.

LE MARÉCHAL, P. & LESAFFRE, G. (2000) : *Les Oiseaux d'Île-de-France*. Delachaux et Niestlé, Paris.

MANCHESTER, S. J. & BULLOCK, J. M. (2000) : The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37: 845-864.

MOTT, D. F. (1973) : *Monk parakeet damage to crops in Uruguay and its control*. Wildlife Damage Management, Internet Center for Bird Control Seminars Proceedings - University of Nebraska - Lincoln

MUÑOZ, A. R. & REAL, R. (2006) : Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12 : 656-665

NATIONAL WILDLIFE RESEARCH CENTER (2006) : Development of diazacon for population control of American crows. <http://www.vpcrac.org/research/documents/Completed-Diazacon.pdf>



OGILVIE, M. & THE RARE BREEDING BIRDS PANEL (2001) : Non-native birds breeding in the United Kingdom in 1999. *British Birds*, 94:518-522.

ORUETA, J. F. & RAMOS, Y. A. (2001) : *Methods to control and eradicate non-native terrestrial vertebrate species*. Nature and Environment 118. Council of Europe Publishing, 2001

PRUETT-JONES, S., NEWMAN, J. R., NEWMAN, M. L. & LINDSAY, J. R. (2007) : Population viability analysis of monk parakeets in the United States and examination of alternative management strategies. *Human – Wildlife Conflicts*, 1 (1): 35-44.

RABOSÉE, D., DE WAVRIN, H., TRICOT, J. & VAN DER ELST, D. (1995) : *Atlas des oiseaux nicheurs de Bruxelles*. Aves, Liège.

SOUTH, J. M. & PRUETT-JONES, S. (2000) : Patterns of flock size, diet and vigilance of naturalized Monk Parakeets in Hyde Park, Chicago. *The Condor*, 102:848-854

SPREYER, M. F. & BUCHER, E.H. (1998) : Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*). *Birds of North America*, 322: 1-23.

STAFFORD, T. (2003) : *Pest risk assessment for the Monk Parakeet in Oregon*. Oregon Department of Agriculture.

SOVON VOLGELONDERZOEK NEDERLAND (2002) : *Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000*. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

STRUBBE, D. & MATTHYSEN, E. (2007) : Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. *Ecography* 30: 578-588.

TILLMAN, E. A., VAN DOOM, A. & AVERY, M. L. (2000) : *Bird damage to tropical fruit in south Florida*. Wildlife Damage Management, Internet Center for Wildlife Damage Management Conferences – Proceedings. University of Nebraska – Lincoln.

VAN BAELE, S. & PRUETT-JONES, S. (1996) : Exponential population growth of Monk Parakeets in the United States. *Wilson Bulletin*, 108(3): 584-588.

VAN DIEK, H. (2004) : 2004 Het jaar van de Halsbandparakeet. *SOVON nieuws* 17: 6.

VERMEERSCH, G., ANSELIN, A. DEVOS, K., HERREMANS, M., STEVENS, J., GABRIËLS, J. & VAN DER KRIEKEN, B. (2004) : *Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel, 496p.

WEISERBS, A. & JACOB, J. P. (1999) : Etude de la population de Perriche jeune-veuve (*Myiopsitta monachus*) à Bruxelles. *Aves*, 36 : 207-223.

WEISERBS, A. & JACOB, J. P. (2007a) : *Oiseaux nicheurs de Bruxelles 2000-2004: répartition, effectifs, évolution*. Aves, Liège, 292 pages.

WEISERBS, A. & JACOB, J. P. (2007b) : Analyse des résultats 1992-2005 de la surveillance des oiseaux nicheurs « communs » dans la Région de Bruxelles-Capitale. *Aves*, 44: 65-78.

WEISERBS, A., JANSSENS, M. & JACOB, J. P. (2000) : Une troisième perruche nicheuse en Région bruxelloise: la Perruche alexandre *Psittacula eupatria*. *Aves*, 37 : 115-120.

WEISERBS, A., JACOB, J. P. & ROTSAERT, G. (2002) : *Evaluation de l'incidence du développement des populations de perruches sur les habitats et les espèces indigènes en Région bruxelloise*. Aves - Rapport pour l'Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement.

ANNE WEISERBS

Département Études, Aves-Natagora
Rue du Wisconsin 3, B-5000 Namur
anne.weiserbs@aves.be

SUMMARY - Invasive species: The case of Belgian Psittacidae. Impacts, risks assessment and range of control measures.

Invasive species raise many questions about their environmental impact. An agreement with regional authorities has been established in 2008 in the context of a need to review the status of populations in Psittacine in the Brussels-Capital Region and to draw the current and potential impacts of these species and the possibility of actions to mitigate those impacts. Three Psittacine have established feral populations in Brussels: Alexandrine Parakeet (*Psittacula eupatria*), Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) and Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). The impact assessment includes the following: potential for flooding, crop damage, impact on vegetation, competing with native fauna, and transmission of diseases, impact of feeding by the public, impact of the two roosts for the two *Psittacula* species, and impact of community nests (fall, damage to infrastructure) for the Monk Parakeet. The risk assessment is based on the implementation of two protocols that lead to the same conclusions from a low overall risk for the Monk Parakeet and low to moderate for Alexandrine and Rose-ringed Parakeets. We browse the possibilities of actions from the most gentle to the most severe. The conclusion underlines the need to adapt measures to actual and potential risks.