

SOMMAIRE

Introduction – Problématique générale	5
Introduction : explosion démographique des goélands	5
et ressources alimentaires produites par l'homme	5
Références	11
Eléments généraux concernant le système étudié	15
1. Sites d'étude	15
1.1. <i>Archipels marseillais</i>	18
1.2. <i>Archipels des îles d'Hyères</i>	19
2. Les ressources alimentaires anthropiques	21
Références	24

Chapitre 1: Influence de la disponibilité en ressources anthropiques sur le régime alimentaire des Goélands leucophées.....

I. Introduction	27
II. Méthodologie	32
II.1. Sites d'études	32
II.2. Echantillons alimentaires	33
II.2.1. <i>Pelotes de régurgitation</i>	34
II.2.2. <i>Régurgitats</i>	36
II.3. Analyse des échantillons alimentaires	37
II.4. Analyses statistiques	39
III. Analyse de l'influence de l'accessibilité en décharges sur le régime alimentaire des Goélands leucophées	41
III.1. Régime alimentaire des adultes	41
III.1.1. <i>Analyse préliminaire du régime alimentaire des adultes</i>	41
III.1.2. <i>Suivi saisonnier du régime alimentaire des adultes</i>	47
III.2. Régime alimentaire des poussins	55
III.3. Comparaison entre le régime alimentaire des adultes et des poussins	60
IV. Références	64

Chapitre 2: Influence de la répartition géographique des ressources anthropiques sur la distribution spatiale et la dynamique démographique des colonies de Goélands leucophées.....

I. Introduction	71
II. Méthodologie	74
II.1. Sites d'étude	74
II.1.1. <i>Surface de nidification 2000</i>	75
II.1.2. <i>Surface de nidification 1982</i>	77

II.2. Recensement des Goélands leucophées nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal	78
II.3. Estimation de la disponibilité alimentaire anthropique en 1982	79
II.4. Analyses statistiques	82
III. Résultats – Discussion sur les facteurs environnementaux qui déterminent la distribution spatiale et la dynamique démographique des populations régionales de Goélands leucophées	87
III.1. Influence de l'accessibilité aux décharges sur la distribution des effectifs de Goélands leucophées	87
III.1.1. <i>Distribution des effectifs</i>	87
III.1.2. <i>Densité des goélands</i>	92
III.2. Influence de l'accessibilité aux décharges sur la dynamique démographique des Goélands leucophées	97
III.2.1. <i>Evolution globale des effectifs de 1982 à 2000</i>	97
III.2.2. <i>Evolution de la densité de goélands de 1982 à 2000</i>	102
IV. Références.....	109

Chapitre 3:Influence de l'accessibilité des ressources anthropiques sur les paramètres reproducteurs des Goélands leucophées¹..... 113

I. Introduction	115
II. Méthodologie	116
II.1. Sites d'étude	116
II.2. Paramètres reproducteurs	117
II.2.1. <i>Volume des oeufs</i>	117
II.2.2. <i>Suivi fin de la reproduction</i>	119
II.3. Analyses statistiques	119
III. Influence de l'accessibilité aux décharges sur les volumes des œufs des Goélands leucophées	120
III.1. Résultats.....	120
III.1.1. <i>Volumes des œufs sur trois ans</i>	120
III.1.2. <i>Influence de la densité sur le volume des œufs (2000)</i>	122
III.1.3. <i>Influence des paramètres alimentaires sur le volume des œufs</i>	125
III.2. Discussion	127
IV. Influence de l'accessibilité aux décharges sur les paramètres démographiques de deux colonies de Goélands leucophées.....	132
IV.1. Résultats.....	132
IV.1.1. <i>Chronologie de la ponte</i>	132
IV.1.2. <i>Taille de ponte et volume des œufs pondus</i>	132
IV.1.3. <i>Devenir des œufs après la ponte</i>	134
IV.1.4. <i>Survie des poussins</i>	135
IV.2. Discussion	136
V. Références	141

Chapitre 4: Patrons spatio-temporels d'utilisation des décharges par les Goélands leucophées..... 145

I. Introduction	147
II. Méthodologie	150
II.1. Sites d'étude	150
II.2. Protocole de recensement des oiseaux	152
II.3. Analyses statistiques	153
III. Résultats - Discussion.....	155
III.1. Effectifs de goélands fréquentant les décharges	155
III.2. Temps de résidence des goélands sur les décharges	161
III.3. Rythmes d'activités journaliers et saisonniers des goélands sur les décharges ..	166
IV. Références.....	172

Conclusion: Accessibilité des décharges et populations de Goélands leucophées : des liens forts. 175

Références	181
------------------	-----

Introduction – Problématique générale

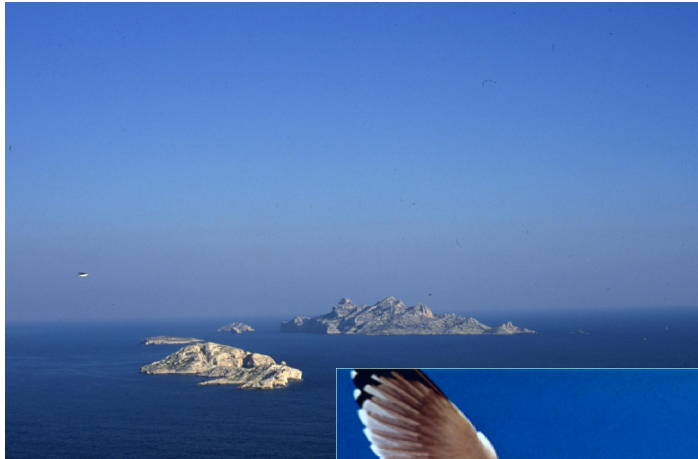


Photo 1 : îles de l'archipel de Riou (E. Vidal)

Photo 2 : Goéland leucopnée en vol (V. Bonnet)

Photo 3 : Goélands leucopnée sur une décharge à ciel ouvert (E. Vidal)

Introduction : explosion démographique des goélands et ressources alimentaires produites par l'homme

De nombreux paramètres relatifs à l'écologie, au comportement et aux traits d'histoire de vie des oiseaux marins s'avèrent fortement influencés par la disponibilité locale en ressources alimentaires. Ainsi, la distribution spatiale des effectifs (Ballance *et al.* 1997), le choix des sites de nidification (Jouventin & Mougin 1981, Brown & Rannala 1995), l'intensité des interactions interspécifiques (Gonzalez-Solis *et al.* 1997a), le succès de la reproduction (Brown *et al.* 1992, Chudzik *et al.* 1994) et le régime alimentaire (Götmark 1984, Belant *et al.* 1993) dépendent en partie de la nature et de l'abondance des ressources alimentaires disponibles dans l'environnement plus ou moins proche des sites de reproduction.

Ces relations semblent être particulièrement nettes chez les laridés (goélands et mouettes), dont certaines espèces présentent un caractère anthropophile et une grande plasticité écologique (Pierotti & Annett 1991, Ewins *et al.* 1994) qui leur permettent d'exploiter abondamment les ressources alimentaires d'origine humaine (Pons & Migot 1995). Du fait de ce caractère opportuniste et anthropophile, certaines espèces de laridés ont récemment connu une forte expansion démographique, particulièrement en Europe (Thomas 1972, Spaans & Blokpoel 1991) et en Amérique du Nord (Blokpoel & Scharf 1991), mais également dans une moindre mesure en Asie et en Australie (Coulson & Coulson 1998). Ce phénomène est généralement attribué à la conjonction de deux facteurs : (i) la mise à disposition par l'homme de ressources alimentaires abondantes, facile d'accès et régulièrement renouvelées (essentiellement les ordures ménagères déposées dans des sites à ciel ouvert, mais également les rebuts de la pêche industrielle, jetés à la mer) et (ii) la protection légale de l'espèce et des sites favorables à la nidification (e.g. Bosch *et al.* 2000). Ainsi, chez les laridés, plusieurs espèces sont connues depuis plusieurs décennies pour s'alimenter sur les décharges, et notamment le Goéland argenté *Larus argentatus* (Spaans 1971, Verbeek 1977a, Pons 1992), le Goéland brun *L. fuscus* (Verbeek 1977a, b), le Goéland

cendré *L. canus* et la Mouette tridactyle *Rissa tridactyla* (Hunt & Hunt 1973), le Goéland à bec cerclé *L. delawarensis*, le Goéland marin *L. marinus* et la Mouette atricille *L. atricilla* (Hackl & Burger 1988), la Mouette rieuse *L. ridibundus* (Insemann 1978, Sadoul 1998) et le Goéland leucophée *L. michahellis* (Sol *et al.* 1993, Bosch *et al.* 1994, Sol *et al.* 1995). De ce fait, certaines d'entre-elles ont connu ces dernières décennies une explosion démographique entraînant souvent une augmentation de leurs conflits avec les intérêts humains. Plusieurs de ces espèces sont ainsi actuellement considérées comme surabondantes dans le monde et notamment le Goéland à bec cerclé, la Mouette rieuse, le Goéland brun, le Goéland argenté et le Goéland leucophée (Blokpoel & Spaans 1991, Vidal *et al.* 1998a). Chez ces espèces de laridés surabondants, la présence, l'abondance et la nature des ressources alimentaires d'origine anthropique déterminent souvent le choix des sites de nidification (Scarton & Valle 1996), la distribution géographique des effectifs nicheurs et hivernants (Fasola & Canova 1992, Sol *et al.* 1995), le régime alimentaire (Belant *et al.* 1993, Bosch *et al.* 1994, Oro *et al.* 1995) et les paramètres reproducteurs (notamment le taux de survie des poussins et leur succès à l'envol) (Bukacinska *et al.* 1996). Une disponibilité élevée en ressources alimentaires d'origine anthropique conduit souvent à une augmentation des taux de recrutement, notamment par l'intermédiaire d'une baisse significative des taux de mortalité hivernale des cohortes les plus jeunes et d'un meilleur succès reproducteur (Pons & Migot 1995, Brousseau *et al.* 1996).

Dans le bassin Méditerranéen, le Goéland leucophée connaît une forte expansion démographique depuis une quarantaine d'années, notamment en Méditerranée nord occidentale (Thibault *et al.* 1996) où, avec un minimum de 120 000 couples nicheurs, cette espèce représente l'oiseau marin aux effectifs les plus élevés (Beaubrun 1993, Rose & Scott 1994, Pérennou *et al.* 1996). L'aire de nidification de l'espèce s'étend des Açores jusqu'à la mer d'Aral, et peut-être encore plus à l'est (Yésou & Beaubrun 1995). Une partie importante des effectifs était constituée par la sous-espèce *L. c. michahellis*, de grande taille, qui occupait le bassin méditerranéen et le littoral atlantique depuis les côtes du Maroc jusqu'au sud de la Bretagne (Yésou & Beaubrun 1995). Des études récentes ont permis de différencier les deux sous espèces *L. c. michahellis* et *L. c. cachinnans* (Goéland pontique dont l'aire de

nidification se situe plus à l'est dans le bassin méditerranéen), et notamment des études génétiques, et ainsi de nommer deux espèces distinctes : le Goéland leucophée *Larus michahellis* et le Goéland pontique *L. cachinnans* (Pons *et al.* 2004). Les plus importantes colonies occidentales sont situées en milieu insulaire, sur l'île Berlenga (Portugal), les îles de Marseille, et les îles Baléares (Guyot & Thibault 1988, Beaubrun 1994, Morais *et al.* 1995, Vidal *et al.* 2004). Le Goéland leucophée n'est considéré comme une espèce à part entière que depuis une dizaine d'années, jusqu'à présent il était considéré comme la sous-espèce à pattes jaunes du Goéland argenté, voire du Goéland brun (Yésou 1991). Cette espèce, très plastique du point de vue de son habitat de reproduction se rencontre aussi bien en milieu lagunaire qu'en bordure des fleuves, sur des îlots rocheux, voire en milieu urbain littoral (Goutner 1992). Du fait de sa grande taille, de son comportement colonial et territorial, de son agressivité, de son opportunisme, et de son abondance, le Goéland leucophée est maintenant accusé de provoquer de multiples problèmes environnementaux, et de nombreuses voix s'élèvent pour réclamer la régulation et le contrôle de ses populations. De fait, cette espèce est maintenant généralement considérée comme surabondante du fait de ses impacts sur la biodiversité animale et végétale et de ses interférences nombreuses avec différents intérêts humains (Vidal *et al.* 1998*a, b*).

Les nuisances et les inquiétudes occasionnées par l'expansion démographique de cette espèce ont récemment motivé la réalisation de certains travaux scientifiques qui ont permis de mettre clairement en évidence l'influence des ressources alimentaires anthropiques sur sa biologie, son écologie et sa dynamique (Bosch *et al.* 1994, Oro & Martinez-Vilalta 1994, Oro *et al.* 1995, Sol *et al.* 1995). En effet, le long des côtes espagnoles, le Goéland leucophée niche en sympatrie avec le Goéland d'Audouin, sur lequel il a une action de prédation importante (e.g. Oro & Martinez-Vilalta 1994, Gonzalez-Solis *et al.* 1997*a*), et s'alimente préférentiellement sur les déchets de la pêche industrielle. La mise en place d'un moratoire de la pêche industrielle dans cette zone a permis de mettre en évidence l'influence d'une baisse brutale de la disponibilité en ressource anthropique sur l'espèce. Aussi, il semble établi que dans une zone géographique où la disponibilité en ressources marines est forte (activité de pêche industrielle importante), la ressource alimentaire préférentiellement utilisée par les Goélands leucophées s'avère être les restes de poissons

provenant de la pêche industrielle (e.g. Oro *et al.* 1995, Bosch *et al.* 1994, Gonzalez-Solis *et al.* 1997b, Gonzalez-Solis 2003). Cependant, à ce jour, la biologie des populations de Goélands leucophées, leur dynamique d'expansion, et leur dépendance vis-à-vis des ressources alimentaires d'origine humaine, ont essentiellement été abordées dans une perspective "locale", en ce sens où généralement une seule colonie (rarement deux) a été considérée. En outre, l'influence de la disponibilité alimentaire a principalement été étudiée au travers des conséquences de fluctuations inter annuelles de la ressource. Ainsi, aucune approche n'a encore été conduite sur une large échelle géographique, dans une perspective multisite, de manière à envisager les conséquences d'une hétérogénéité dans la distribution spatiale des ressources anthropiques. Pourtant il semble raisonnable d'envisager qu'il s'agisse-là d'un niveau pertinent d'investigation, particulièrement adapté à l'étude d'un phénomène généralisé à l'ensemble de la Méditerranée nord occidentale, qui concerne une espèce à fort pouvoir de dispersion géographique et dont la dynamique des populations semble répondre à un modèle de type métapopulationnel (Defos du Rau 1995, Brooks & Lebreton 2001).

Dans le cas particulier du littoral provençal, les Goélands leucophées évoluent dans un environnement que l'on pourrait qualifier de « doublement discontinu ». En effet, d'une part ils nichent sur des îles qui sont « éparpillées » le long du littoral, et d'autre part ils s'alimentent essentiellement sur le continent (l'activité de la pêche industrielle est très faible dans notre zone d'étude, cf. Cadre Méthodologique) sur des zones d'alimentation qui sont très localisées (zones agricoles mais surtout décharges). Ces deux types d'habitats utilisés par l'espèce (nidification et alimentation) sont le plus souvent géographiquement très distincts. La distribution spatiale hétérogène des habitats est très probablement une contrainte forte pour le fonctionnement écologique des populations, aussi bien en terme de reproduction que d'alimentation. Il peut sembler surprenant que, dans le cas d'une espèce surabondante telle que le Goéland leucophée, l'influence de la disponibilité et de l'accessibilité en décharges dans une zone géographique regroupant à la fois des colonies parmi les plus importantes de l'espèce, mais également un grand nombre de décharges situées à proximité relative des colonies, en l'occurrence le littoral provençal, n'ait pas été étudié jusqu'alors. D'autant plus

que ce contexte géographique permet de réaliser une étude à une macro-échelle, c'est-à-dire non plus à l'échelle d'une seule ou de deux colonies, mais à celle d'un système écologique plus vaste prenant en compte l'essentiel des colonies insulaires provençales et toutes les décharges comprises dans la zone de prospection alimentaire de l'espèce. L'objectif initial de ce travail était d'apporter les éléments de connaissance sur l'écologie et la biologie de l'espèce qui pourraient s'avérer nécessaires dans la perspective de mise en place d'opérations de régulation de l'espèce ou d'atténuation des nuisances induites par le fort effectif des Goélands leucophée dans notre région (Defos du Rau 1995, Brooks & Lebreton 2001).

Objectifs de cette thèse

Ce travail de thèse a été mené afin d'apporter des éléments de connaissance sur le Goéland leucophée et plus particulièrement l'influence des décharges sur cette espèce. Pour atteindre cet objectif nous avons donc considéré plusieurs grandes colonies de Goélands leucophées réparties le long du littoral provençal pour lesquelles nous avons suivi plus particulièrement certains paramètres biologiques afin de déterminer l'influence de l'accessibilité en décharges sur chacun d'entre eux. Au vu de la bibliographie, les décharges peuvent avoir une influence multiple sur une espèce d'oiseau. Afin de déterminer le degré de dépendance des populations insulaires de Goélands leucophées vis-à-vis des décharges nous avons tout d'abord procédé à une étude précise du **régime alimentaire des adultes et des poussins** (Chapitre 1). Dans un second temps, nous avons voulu savoir si la **distribution spatiale des colonies** de Goélands leucophées sur les îles et îlots rocheux provençaux était liée avec la distribution spatiale des décharges (et leur nombre), et si **l'évolution des populations** sur ces îles sur une période de 20 ans était liée à une évolution des ressources fournies par l'homme dans les décharges (Chapitre 2). L'augmentation des ressources alimentaires fournies par l'homme est souvent incriminée pour expliquer l'explosion démographique des populations de grands goélands, dans le Chapitre 3 nous avons testé cette hypothèse au travers de l'analyse des **paramètres démographiques** et notamment la mesure des œufs qui est reconnue comme étant un paramètre très lié à la qualité et à l'abondance des ressources disponibles (Bolton *et al.* 1992) et en ce sens, il conditionne

fortement l'ensemble des autres paramètres reproducteurs, beaucoup plus difficiles à déterminer (Hunt & Hunt 1976, Bolton 1991, Brouwer & Spaans 1994). Le dernier chapitre de cette thèse (Chapitre 4) est consacré à l'étude des **patrons d'utilisation des décharges** par les goélands afin de confirmer l'utilisation des décharges comme zone d'alimentation effective et importante pour les goélands du littoral provençal.

Ces éléments de connaissance de l'écologie de l'espèce, et plus particulièrement de l'influence de la disponibilité et de l'accessibilité aux décharges seront d'autant plus utiles que l'Union Européenne a demandé la fermeture des décharges à ciel ouvert sur l'ensemble de son territoire. Initialement prévue pour 2002, il semble que la fermeture ait été repoussée à 2012 afin de permettre à l'ensemble des pays membres de mettre en place des solutions de traitement des déchets alternatives. A l'heure actuelle, deux scénarios sont imaginables : i) la fermeture des décharges est effectuée sur un laps de temps assez court, une fois que des solutions alternatives de traitement et de stockage sont mises en place. Dans ce cas, les goélands dont les décharges représentent l'habitat d'alimentation préférentiel, devront faire face à une baisse drastique de leur ressource alimentaire. ii) la fermeture de la totalité des décharges n'est pas possible, même après la mise en place de solutions alternatives, du fait de l'augmentation des déchets ménagers à traiter, ce qui pourrait se traduire par le prolongement de l'expansion démographique des populations de goélands observée ces dernières décennies. Aussi, quelle que soit la façon dont cette décision européenne sera mise en œuvre, une connaissance assez fine de l'écologie de l'espèce, et notamment du rôle des décharges sur l'espèce, est essentielle dans un but de prédiction des conséquences sur la population, d'atténuation des interactions négatives avec d'autres espèces (prédation Salathé 1983) ou avec les activités humaines (report sur terres agricoles, Pons 1992 ; collisions aériennes Blokpoel & Spaans 1991) et/ou d'accompagnement des opérations de régulation des effectifs.

Références

B

- Ballance, L.T., Pitman, R.L. & Reilly, S.B. 1997. Seabird community structure along a productivity gradient: importance of competition and energetic constraint. *Ecology*, **78**: 1502-1518.
- Beaubrun, P.C. 1993. *Status of Yellow-legged Gull* (*Larus cachinnans*) *in Morocco and in the western Mediterranean*. pp. 47-55 In Status and Conservation of seabirds (Aguilar, J.S., Monbailliu, X. & Paterson, A.M. eds.). Proceedings of the 2nd Medmaravis, SEO, Madrid.
- Beaubrun, P.C. 1994. *Controllo numerico di una specia in espansione: il gabbiano reale* *Larus cachinnans*. pp.353-379 In La gestione degli studi ambiente costieri e insulari de Mediterraneo (X. Monbailliu and A. Torre, eds). Medmaravis, Alghero.
- Belant, J.L., Seamans, T.W., Gabrey, S.W. & Ickes, S.K. 1993. Importance of landfills to nesting Herring Gulls. *The Condor*, **95**: 817-830.
- Blokpoel, H. & Scharf, W.C. 1991. *The Ring-billed Gull in the great lakes of North America*. Acta Congressus Internationalis Ornithologici, Christchurch, Nouvelle-Zélande: 2372-2377.
- Blokpoel, H. & Spaans, A.L. 1991. *Introductory remarks: superabundance in gulls: causes, problems and solutions*. Acta Congressus Internationalis Ornithologici, Christchurch, Nouvelle-Zélande: 2361-2363.
- Bolton, M. 1991. Determinants of chick survival in the Lesser black-backed gull: relative contributions of egg size and parental quality. *Journal of Animal Ecology*, **60**: 949-960.
- Bolton, M., Houston, D. & Monaghan, P. 1992. Nutritional constraints on egg formation in the Lesser black-backed gull: an experimental study. *Journal of Animal Ecology*, **61**: 521-532.
- Bosch, M., Oro, D. & Ruiz, X. 1994. Dependence of Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two Western Mediterranean colonies. *Avocetta* **18**: 135-139.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F.J & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 369-385.
- Brooks, E.N. & Lebreton, J-D. 2001. Optimizing removals to control a metapopulation: application to the Yellw-legged herring gull (*Larus Cachinnans*). *Ecological modelling*, **136**: 269-284.
- Brousseau, P., Lefebvre, J. & Giroux, J-F. 1996. Diet of Ring-billed Gull chicks in urban and non-urban colonies in Quebec. *Colonial Waterbirds*, **19**: 22-30.
- Brouwer, A. & Spaans, A.L. 1994. Egg predation in the Herring gull *Larus argentatus*: why does it vary so much between nests? *Ardea*, **82**: 223-231.
- Brown, C.R., & Rannala, B. 1995. Colony choice in birds: models based on temporally invariant site quality. *Behav. Ecol Sociobiol.*, **36** : 221-228.
- Brown, C.R., Brown, M.B. & Ives, A.R. 1992. Nest placement relative to food and its influence on the evolution of avian coloniality. *The American Naturalist*, **139**: 205-218.
- Bukacinska, M., D. Bukacinski & A.L. Spaans. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *The Auk*, **113**: 300-309.

C

- Chudzik, J.M., Graham, K.D. & Morris, R.D. 1994. Comparative breeding success and diet of Ring-billed and Herring Gulls on south limestone islands, Georgian bay. *Colonial Waterbirds*, **17**: 18-27.
- Coulson, R. & Coulson, G. 1998. Population change among Pacific, Kelp and Silver gulls using natural and artificial feeding sites in south-eastern Tasmania. *Wildlife Research*, **25**: 183-198.

D

Defos du Rau, P. 1995. *Application d'un modèle démographique spatialisé à la gestion de populations, le cas du Goéland leucophée* *Larus cachinnans*. Mémoire de DEA Evolution et Ecologie, Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc. 27 p. + annexes.

E

Ewins, P.J., Weseloh, D.V., Groom, J.H., Dobos, R.Z. & Mineau, P. 1994. The diet of Herring Gulls (*Larus argentatus*) during winter and early spring on the lower Great Lakes. *Hydrobiologia*, **279/280**: 39-55.

F

Fasola, M., & Canova, L. 1992. Nest habitat selection by eight syntopic species of Mediterranean gulls and terns. *Colonial Waterbirds*, **15**: 169-178.

G

Gonzalez-Solis, J., Ruiz, X. & Jover, L. 1997a. Influence of food availability on interactions between *Larus cachinnans* and *L. audouinii*. *Canadian Journal of Zoology*, **75**: 719-724.

Gonzalez-Solis, J., Oro, D., Pedrocchi, V., Jover, L. & Ruiz, X. 1997b. Trophic niche width and overlap of two sympatric gulls in the southwestern mediterranean. *Oecologia*, **112**: 75-80.

Gonzalez-Solis, J. 2003. Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between Yellow-legged and Audouin's Gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Scientia Marina*, **67(suppl. 2)**: 83-88.

Götmark, F. 1984. Food and foraging in five european *Larus* gulls in the breeding season: a comparative review. *Ornis Fennica*, **61**: 9-18.

Goutner, V. 1992. Habitat use in Yellow-legged Gull (*Larus cachinnans michahellis*) in coastal wetland colonies of North-East Greece. *Avocetta*, **16** : 81-85.

Guyot, I. & Thibault, J.C. 1988. Les oiseaux marins nicheurs de Méditerranée occidentale: répartition, effectifs et recensements. *Bulletin d'Ecologie*, **19** : 305-320.

H

Hackl, E. & Burger, J. 1988. Factors affecting piracy in a New Jersey landfill. *Wilson Bulletin*, **100** (3): 424-430.

Hunt, G.L. Jr & Hunt, M.W. 1973. Habitat partitioning by foraging gulls in Maine and northern Europe. *Auk*, **90**: 827-839.

Hunt, G.L. & Hunt, M.W. 1976. Gull chick survival: the significance of growth rates, timing of breeding and territory size. *Ecology*, **57**: 62-75.

I

Isenmann, P. 1978. La décharge d'ordure ménagères de Marseille comme habitat d'alimentation de la Mouette rieuse *Larus ridibundus*. *Alauda*, **46**: 131-146.

J

Jouventin P. & Mougin J.L. 1981. Les stratégies adaptatives des oiseaux de mer. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **35** : 217-272

M

Morais, L., Santos, R., Goettel, T. & Vicente, L. 1995. *Preliminary evaluation of the first yellow-legged herring gull* *Larus cachinnans* *population control at Berlenga Island, Portugal*. p 32 In Threats to seabirds (M.L. Tasker ed.). International seabird group, Sandy.

O

OFIMER 2000. *Bilan annuel 2000, Données de commercialisation sous criées*. Unpublished report, 62 pp.

Oro, D. & Martinez-Vilalta, A. 1994. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates upon a colony of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) in Spain. *Colonial Waterbirds*, **17**: 35-41.

Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.

P

Pérennou, C., Sadoul, N., Pineau, O., Johnson, A. & Hafner, H. 1996. *Management of nest sites for colonial waterbirds*. Conservation of Mediterranean wetlands, number 4. Tour du Valat, Arles.

Pierotti, R. & Annett, C.A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**: 319-328.

Pons, J.M. 1992. *Biologie de population du Goéland argenté Larus argentatus et ressources alimentaires d'origine humaine. Cas de la colonie de Trébéron et de la décharge de Brest*. Thèse doctorat ès-sciences. Université Paris XI, Orsay.

Pons, J.M. & P. Migot. 1995. Life-history strategy of the Herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, **64**: 592-599.

Pons, J.M., Bretagnolle, V. & Yésou, P. 2004. Systématique des oiseaux marins nichant en France : évolutions récentes et interrogations. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotope, Mèze : 12-16.

R

Rose P.M. & Scott D.A. 1994. *Waterfowl population estimates*. IWRB Publications 29.

S

Sadoul, N. 1998. *Recensement des Laridés sur la décharge d'Entressen*. Rapport non publié, Tour du Valat, 46pp.

Salathé, T. 1983. La prédation du Flamant rose *Phoenicopterus ruber roseus* par le Goéland leucophée *Larus cachinnans* en Camargue. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, **37**: 87-115.

Scarton, F. & Valle, R. 1996. Colony and nest-site selection of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans michahellis* on barrier islands of the Po delta (NE Italy). *Vogelwelt*, **117**: 9-13.

Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1993. Do Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) use refuse tips whenever they need to? *Miscellanea Zoologica*, **17**: 199-203.

Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study*, **42**: 216-221.

Spaans, A.L. 1971. On the feeding ecology of the Herring gull *Larus argentatus* in the northern part of the Netherlands. *Ardea*, **59**: 73-188.

Spaans, A.L., Coulson, J.C., Migot, P., Monaghan, P., Pruter, J. & Vauk, G. 1991. The Herring Gull in north-east Europe. Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici, Christchurch, Nouvelle-Zélande: 2365-2371.

T

- Thibault, J.C., Zotier, R., Guyot, I. & Bretagnolle, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds*, **19** (special publication 1): 31-40.
- Thomas, G.J. 1972. A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biological Conservation*, **4**: 117-127.

V

- Verbeek, N.A.M. 1977*a*. Interactions between Herring and Lesser Black-backed gulls feeding on refuse. *Auk*, **94**: 726-735.
- Verbeek, N.A.M. 1977*b*. Comparative feeding ecology of Herring gulls *Larus argentatus* and Lesser Black-backed gulls *Larus fuscus*. *Ardea*, **65**: 25-42.
- Vidal, E., Médail, F. & Tatoni, T. 1998*a*. Is the Yellow-legged Gull a superabundant species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity & Conservation*, **7**: 1013-1026.
- Vidal, E. 1998*b*. *Organisation des phytocénoses en milieu insulaire perturbé. Analyse des inter-relations entre les colonies de Goélants leucophées et la végétation des îles de Marseille*. Thèse doctorat ès-sciences. Université d'Aix-Marseille III, Marseille.
- Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yésou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus cachinnans*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotopie, Mèze : 128-133.

W

- Witt, H.-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Y

- Yésou, P. 1991. The sympatric breeding of *Larus fuscus*, *L. cachinnans* and *L. argentatus* in western France. *Ibis*, **133** : 256-263.
- Yésou, P. & Beaubrun, P.C. 1995. *Le Goéland leucophée* *Larus cachinnans*. pp. 328-329 In Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989 (D. Yeatman-Berthelot and G. Jarry eds) . S.O.F., Paris.

Eléments généraux concernant le système étudié

L'originalité de notre approche est basée sur l'étude de l'écologie alimentaire et de reproduction du Goéland leucopnée à une échelle géographique large, nous permettant de considérer une part majeure de la population provençale (la nidification en milieu lagunaire (Camargue) n'a pas été considérée dans ce travail). L'échelle géographique de cette étude des Goélands leucopnés a été sélectionnée pour prendre en compte l'essentiel des sites de nidification insulaires potentiels de l'espèce, en l'occurrence les îles et îlots du littoral provençal, lieux d'importantes concentrations d'oiseaux reproducteurs, mais également pour prendre en compte les zones d'alimentation d'origine anthropique comprises dans la zone de prospection alimentaire du Goéland leucopnée, qui est de l'ordre de 40 km autour de la colonie (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995). Afin de présenter clairement le contexte de cette étude et d'éviter les répétitions de ces éléments à chaque chapitre, la disponibilité globale en sites de nidification et en ressources alimentaires de notre zone d'étude est présentée ci-dessous. Les contextes spécifiques à chaque axe d'investigation seront, quand à eux, expliqués en détail dans chacun des chapitres concernés.

1. Sites d'étude

Pour réaliser ce travail, différentes échelles d'approche ont été considérées en fonction des questions abordées, intégrant d'une part les nécessités d'échantillonnage, et d'autre part, les contraintes logistiques et techniques, particulièrement celles liées aux investigations de terrain en milieu insulaire. Ainsi, même si nous avons pu travailler sur les principales îles du littoral provençal, soit 43 sites, lors du recensement des goélands nicheurs (Figure 1, Tableau 1, Chapitre 2), la majorité de nos travaux (Chapitre 1 & 3) a été conduite sur six colonies principales distribuées sur un gradient longitudinal d'environ 80 km et correspondant à un gradient d'accessibilité aux décharges décroissant d'ouest en est. Deux de ces colonies particulièrement suivies sont localisées sur les îles de l'archipel du Frioul, deux sont localisées sur les îles de l'archipel de Riou (îles de Plane et de Riou, II.1.1., Figure 2), et

deux font partie de l'archipel des îles d'Hyères (îles de Porquerolles et de Bagaud, II.1.2., Figure 3). Enfin, un suivi approfondi de la reproduction de l'espèce a été mis en œuvre sur deux colonies situées aux deux extrémités de la zone d'étude et donc du gradient écologique considéré (îles de Ratonneau et de Bagaud, Figure 2 & 3, Chapitre 3).

Tableau 1: Caractéristiques topographiques des îles et îlots provençaux étudiés: Superficie: superficie des sites (en hectares), Isolement: éloignement des sites par rapport au continent (en mètres), Altitude: altitude maximale des sites (en mètres),.

Ile ou îlot	Superficie	Isolement	Altitude	Ile ou îlot	Superficie	Isolement	Altitude
Porquerolles*	1254	2300	142	Planier	2	8650	5
Le Levant*	996	9150	140	Cap Rousset*	1,2	2275	16
Port-Cros*	640	8200	196	Tiboulon Ratonneau*	1,1	4700	30
Ratonneau*	95	1800	74	Erevine	1	70	24
Riou*	90	3000	191	Petit Ribaud*	0,8	175	15
Embiez	90	100	57	Petit Sarranier*	0,8	7925	25
Pomègues*	89	1800	86	Endoume Nord	0,7	200	7
Bagaud*	45	7500	59	La Redonne*	0,6	125	11
Maïre*	28	50	141	La Ratonnière*	0,5	375	15
Jarre*	18,5	800	57	Petit Congloué*	0,5	3500	30
Grand Ribaud*	16	600	45	Endoume Sud	0,4	75	15
Plane*	15	2150	22	Le Torpilleur	0,3	20	15
Verte*	15	600	49	Les Fourmigues*	0,2	1775	14
Grand Rouveau*	6,5	620	31	Impériaux*	0,2	4475	15
Château d'If	3,5	1450	22	Les Pendus	0,2	75	5
Gabinière*	3	11025	62	La Mélette	0,2	30	15
Jarron*	3	775	33	Pharillons	0,1	625	15
Tiboulon de Maïre*	2,5	675	47	Dromadaire	0,1	20	5
Petit Langoustier*	2,5	2250	12	Aragnon	0,05	150	2
Gros Sarranier*	2,3	7300	26	l'Oule	0,05	10	10
Grand Congloué*	2,3	3550	50	Méjean	0,05	30	3
Ile Longue*	2	75	27				

*îles et îlots pour lesquels des recensements ont été réalisés en 1982-1983

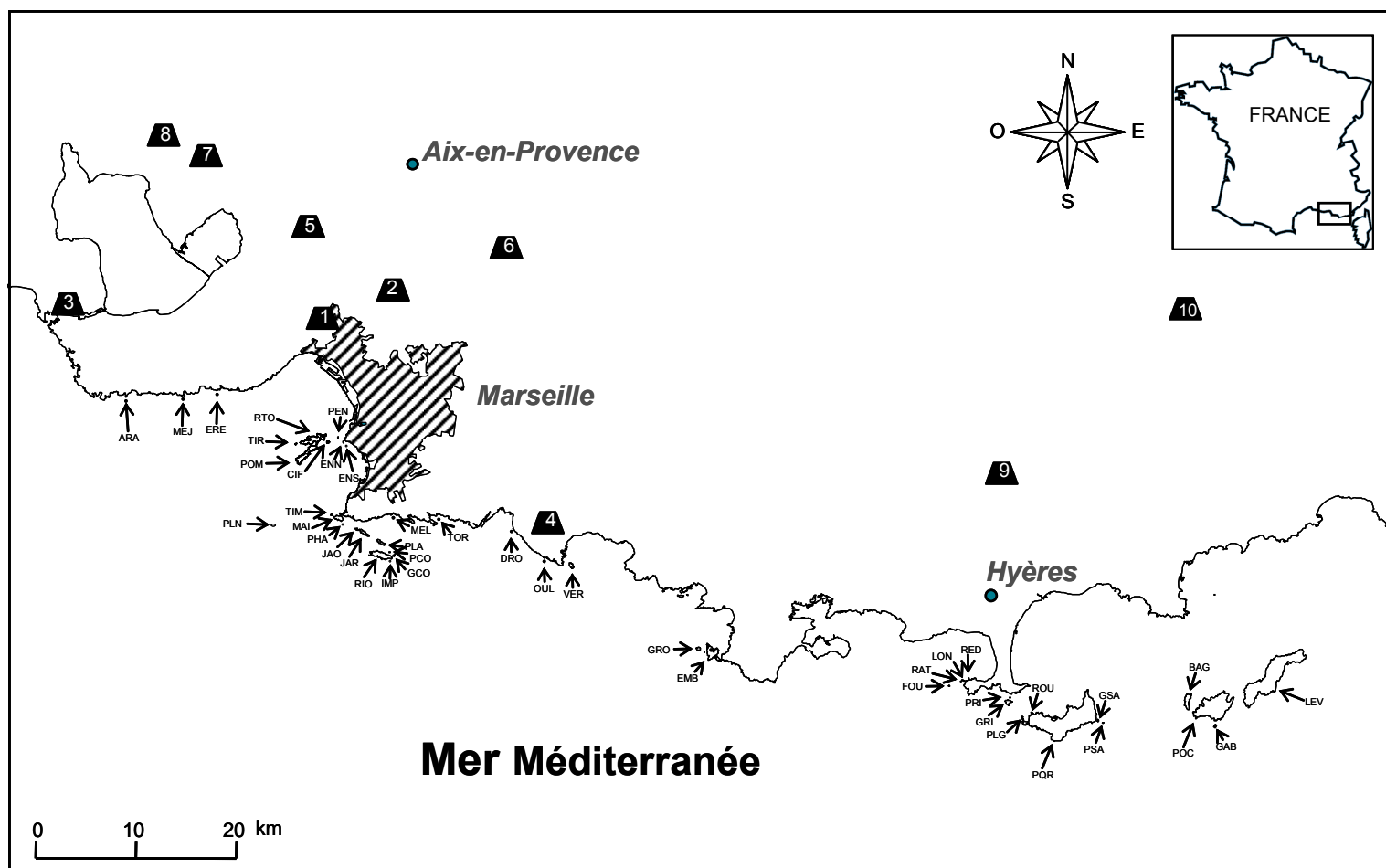


Figure 1: Localisation des 43 îles et îlots du littoral provençal considérés dans ce travail, ainsi que la localisation des dix décharges à ciel ouvert (CET) accessibles aux goélands dans un rayon de 40 km autour des colonies (polygone noir). Les CET sont localisés comme suit : CET Jas de Rhodes 1, CET Vallon Dol 2, CET Port de Bouc 3, CET Le Mentaure 4, CET Aix Arbois 5, CET Malespine 6, CET Sénéguier 7, CET Vautubrière 8, CET Roumagayrol 9, CET Balançan 10.

ARA	Aragnon	ERE	Erevine	GSA	Gros Sarranier	MAI	Maire	PHA	Pharillons	PQR	Porquerolles	ROU	Rousset (Cap)
BAG	Bagaud	FOU	Fourmies	IMP	Impériaux	MEJ	Méjean	PLA	Plane	PRI	Petit Ribaud	RTO	Ratonneau
CIF	Château d'If	GAB	Gabinière	JAO	Jarron	MEL	Mélette	PLG	Langoustier	PSA	Petit Sarranier	TIM	Tiboul de Maître
DRO	Dromadaire	GCO	Grand Congloué	JAR	Jarre	OUL	Oule	PLN	Planier	RAT	Ratonnaire	TIR	Tiboul de Ratonneau
EMB	Embiez	GRI	Grand Ribaud	LEV	Levant	PEN	Pendus	POC	Port-Cros	RED	Redonne	TOR	Torpilleur
ENN	Endoume nord	GRO	Grand Rouvea	LON	Longue	PCO	Petit Congloué	POM	Pomègues	RIO	Riou	VER	Verte
ENS	Endoume sud												

1.1. Archipels marseillais

Les principales îles du golfe de Marseille forment deux archipels distincts (Figure 2) : l'archipel du Frioul, à l'ouest et l'archipel de Riou au sud du golfe et de l'agglomération marseillaise (sud-est de la France, *approx* 43°15'N, 5°15'E). Parmi ces îles nous avons plus particulièrement réalisé nos études sur les deux grandes îles de l'archipel du Frioul, l'île de Ratonneau et l'île de Pomègues (95 et 89 ha respectivement, Tableau 1), ainsi que sur l'île de Riou, site initial d'implantation de l'espèce au début du siècle (90 ha, 191 m) et sur l'île de Plane (15 ha, 20 m) qui a la particularité d'héberger la densité de couples de goélands nicheurs la plus importante des colonies de cette espèce recensées sur le littoral provençal (Vidal *et al.* 2004).

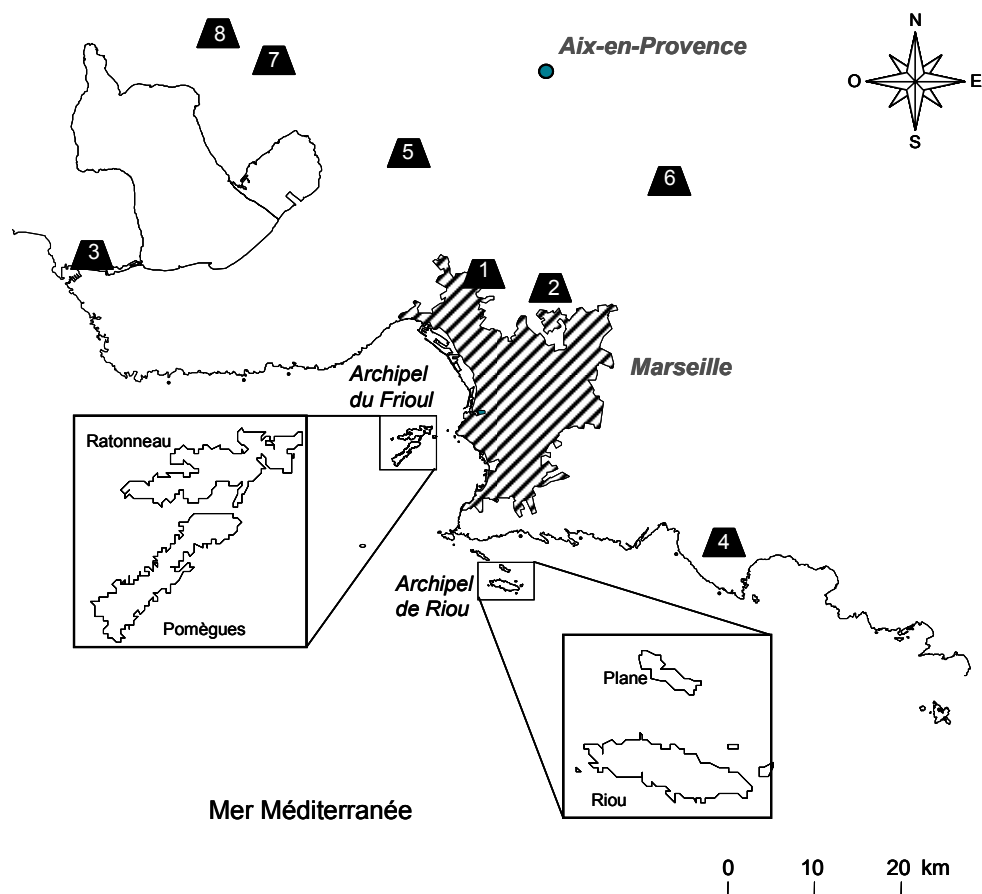


Figure 2: Localisation des principales îles des deux archipels du golfe de Marseille qui ont fait l'objet d'études approfondies du régime alimentaire et des paramètres démographiques des Goélands leucophées au cours de ce travail, ainsi que la localisation des huit décharges à ciel ouvert (CET) accessibles aux goélands dans un rayon de 40 km autour des colonies (polygone noir). Les CET sont localisés comme suit : CET Jas de Rhodes 1, CET Vallon Dol 2, CET Port de Bouc 3, CET Le Mentaure 4, CET Aix Arbois 5, CET Malespine 6, CET Sénéguier 7, CET Vautubrière 8.

Les îles du golfe de Marseille sont des îles calcaires, au sol très réduit, et à végétation constituée essentiellement de matorrals bas et extrêmement dégradés, dépassant rarement 1 m de haut, où les taches de végétation, essentiellement des buissons de lentisques *Pistacia lentiscus*, laissent apparaître de larges plaques de roche à nu (e.g. Vidal 1998). Au même titre que le continent proche, les îles de Marseille, notamment Maire et Riou, ont subi une anthropisation précoce qui remonte au moins au néolithique (Le Houérou 1981, Gantes 1997). Pour autant, l'occupation humaine est restée assez limitée au cours des siècles, elle s'est essentiellement traduit par la présence de postes de guet (île de Riou), de fortifications militaires (îles de Maire, de Ratonneau et de Pomègues), de bergers (île de Jarre), ou l'édification d'une digue reliant les deux grandes îles de l'archipel du Frioul (Ratonneau et Pomègues) à la fin du XIX^{ème} siècle (Cheylan 1986). Depuis 1970, une dizaine d'habitants permanents occupent la Z.A.C. de Port-Frioul construite sur l'île de Ratonneau. Les autres îles du golfe de Marseille sont totalement inhabitées, mais connaissent une fréquentation touristique récurrente ou ponctuelle.

1.2. Archipels des îles d'Hyères

Les îles d'Hyères (Figure 3) se différencient notamment des îles de Marseille de par leur substrat siliceux, leurs superficies importantes (île de Porquerolles : 1254 ha, île du Levant : 996 ha) ainsi que par leur forte couverture végétale, essentiellement constituée d'un maquis à *Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo* et *Erica arborea* très dense et assez haut (souvent supérieur à 2 m) ou de forêts pour les plus grandes îles (Besson 1975). Ainsi, Porquerolles est couverte d'une fûtaie de Pin d'Alep, tandis que sur Port-Cros les vallons présentent une yeuseraie particulièrement dense (Cheylan 1985). Parmi ces îles nous avons plus particulièrement réalisé nos études sur celles hébergeant les colonies de Goélands leucophées les plus importantes et les plus accessibles. Il s'agit en l'occurrence de l'île de Porquerolles et de l'île de Bagaud (Vidal *et al.* 2003). L'emprise humaine, qui s'est avéré être également précoce, a eu un effet prononcé du fait de l'exploitation du bois et de l'agriculture mises en place sur ces îles (Cheylan 1985). A l'heure actuelle des zones agricoles sont

toujours cultivées sur Porquerolles à la différence des autres îles de l'archipel. Ces îles peuvent être très fréquentées au cours de la saison touristique du fait de l'existence de navettes maritimes les reliant au continent, ce qui s'ajoute aux habitants permanents des villages existant sur les trois grandes îles d'Hyères (Porquerolles, Le Levant et Port-Cros).

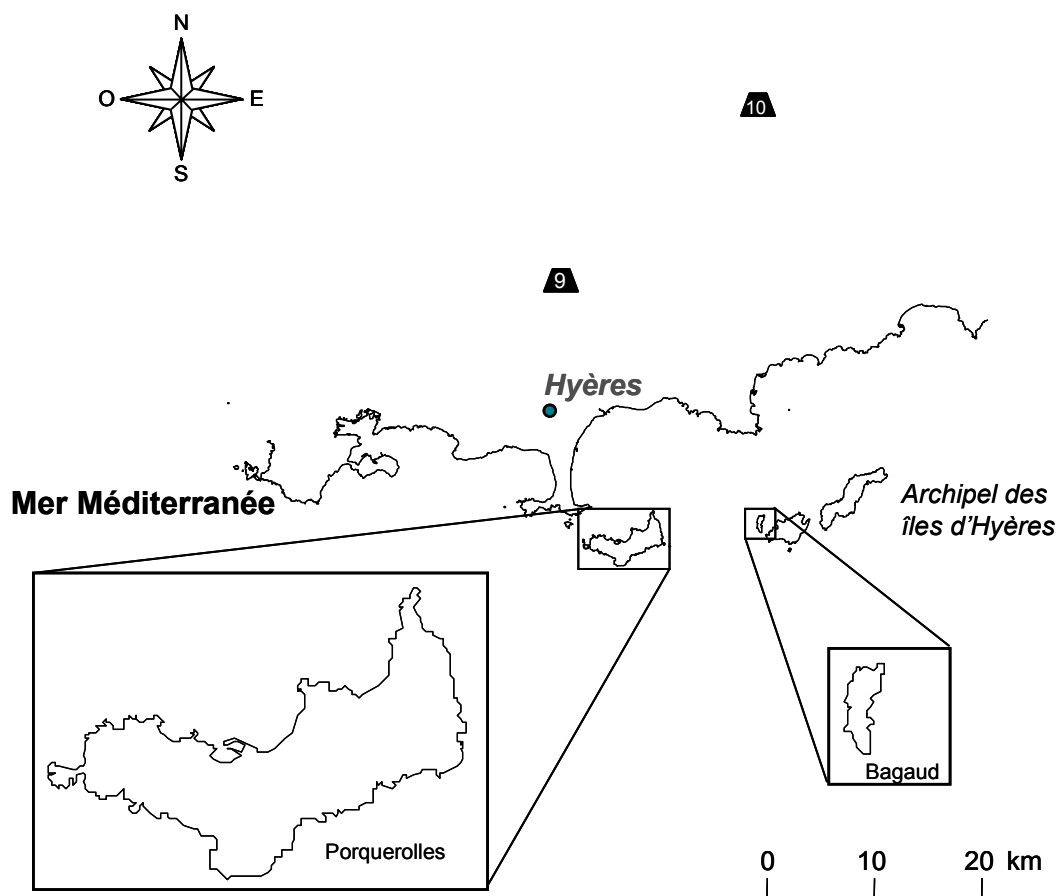


Figure 3: Localisation des principales îles de l'archipel des îles d'Hyères qui ont fait l'objet d'études approfondies du régime alimentaire et des paramètres démographiques des Goélands leucophées au cours de ce travail, ainsi que la localisation des deux décharges à ciel ouvert (CET) accessibles aux goélands dans un rayon de 40 km autour des colonies (polygone noir). Les CET sont localisés comme suit : CET Roumagayrol 9, CET Balançan 10.

2. Les ressources alimentaires anthropiques

Dans notre zone d'étude, qui concerne la côte provençale de Marseille à Hyères ainsi qu'un rayon de prospection de 40 km autour des colonies (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995), la disponibilité en déchets de pêche industrielle est très limitée. En effet, le long des côtes provençales, l'activité de pêche est essentiellement réalisée par de la pêche de « petit métier » (91% de l'activité de pêche de la région) qui ne rejette pas de restes de poissons en mer (OFIMER 2000, Hémery & Beaubrun 2004). De plus, cette pêche implique peu d'espèces et les quantités de poissons pêchés sont faibles (OFIMER 2000). La situation est très différente en allant vers l'ouest, de Marseille à Perpignan, puis le long des côtes espagnoles, où l'activité de pêche industrielle est importante (Hémery & Beaubrun 2004).

A contrario, les décharges à ciel ouvert sont présentes en grand nombre dans notre zone d'étude puisque nous avons pu recenser dix décharges qui sont toutes activement utilisées comme site d'alimentation par les Goélands leucophées (Tableau 2). La région PACA présente la particularité d'être la troisième région de France du point de vue de l'importance du tonnage annuel de déchets ménagers (ADEME 2000). Ces décharges sont le plus souvent localisées à proximité relative du littoral, en réponse à une pression d'anthropisation beaucoup plus forte de ces zones. Plusieurs sont de taille conséquente (autour de 100 000 tonnes par an), alors que quelques unes sont en deçà des 50 000 tonnes annuelles (Port de Bouc, Malespine, Roumagayrol). Elles reçoivent toutes le même type de déchets (principalement des ordures ménagères ; ADEME 2000) et sont gérées de façon globalement identique, c'est-à-dire que les déchets sont recouverts tous les soirs par une couche de matière inerte de l'ordre de 5 cm et les gestionnaires des sites ne procèdent à aucun contrôle de la faune présente (à l'exception du CET Balancan qui a mis en place un effarouchement à l'aide de faucons en septembre 2001).

Tableau 2. Localisation et Tonnage des décharges (CET) étudiées.

CET	Localité	Département	Tonnage 2000
Jas de Rhodes	Les Pennes-Mirabeau	13	150000
Vallon Dol	Septèmes-les-Vallons	13	108166
Port de Bouc	Port de Bouc	13	67000
Le Mentaure	La Ciotat	13	68306
Aix Arbois	Aix Arbois	13	161250
Malespine	Gardanne	13	23158
Sénéguier	Laçon	13	112000
Vautubrière	La Fare-les-Oliviers	13	110000
Roumagayrol	Pierrefeu-du-Var	83	32468
Balançon	Le Cannet des Maures	83	277320

Du fait de la très faible activité de pêche industrielle dans notre zone d'étude, nous nous avons considéré les décharges à ciel ouvert comme la principale ressource alimentaire d'origine anthropique à disposition des colonies étudiées. Ainsi, pour chaque colonie nous avons considéré trois paramètres d'**accessibilité alimentaire** (Tableau 3) : la distance minimale existant entre la colonie et une décharge ($Dist_{min}$), le nombre de décharges comprises dans un rayon de 20 km (D_{20}) et de 40 km (D_{40}) autour des colonies ; ainsi que trois paramètres de **disponibilité alimentaire** (Tableau 3) : le tonnage de la décharge la plus proche de la colonie (Ton 2000), la somme des tonnages disponibles dans un rayon de 20 km (T_{20}) et de 40 km (T_{40}) autour des colonies.

Pour des raisons de commodités nous avons employé dans le texte de ce travail le terme de « décharge ». Or, tous les sites sur lesquels nous avons par la suite travaillé directement, ou même ceux qui, sans avoir fait l'objet d'un suivi particulier, ont été considéré comme zone d'alimentation potentielle pour les Goélands leucophées sont, en langage technique « officiel » des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) gérés par des organismes privés ou des communautés de communes et répondant à des normes strictes en termes de gestion des déchets et de contraintes environnementales. Aussi, dans les tableau et les figures le terme de CET est rappelé tout au long de cette étude.

Tableau 3: Caractéristiques d'accessibilité et de disponibilité en décharges des îles et îlots provençaux étudiés:
Accessibilité alimentaire : Dist_{min}: distance minimale qui sépare chaque île d'une décharge à ciel ouvert (en km), D₂₀ et D₄₀ : nombre de décharges présentes dans un rayon de 20 km et de 40 km autour des îles. **Disponibilité alimentaire :** Ton 2000 : Tonnage de la décharge la plus proche en 2000, T₂₀ et T₄₀ : somme des tonnages accessibles aux goélands dans un rayon de 20 km et de 40 km autour des îles.

Ile ou îlot	Dist _{min}	D ₂₀	D ₄₀	Ton 2000	T ₂₀	T ₄₀
Porquerolles*	25	0	1	32 468	0	32 468
Le Levant*	32,8	0	2	32 468	0	309 788
Port-Cros*	30,6	0	1	32 468	0	32 468
Ratonneau*	14	2	8	150 000	258 166	799 880
Riou*	18	1	5	68 306	68 306	510 880
Embiez	16	1	2	68 306	68 306	100 774
Pomègues*	17	2	8	150 000	258 166	799 880
Bagaud*	30	0	2	32 468	0	309 788
Maïre*	20,4	1	6	150 000	150 000	577 880
Jarre*	20	1	5	68 306	68 306	510 880
Grand Ribaud*	22,8	0	1	32 468	0	32 468
Plane*	19	1	5	68 306	68 306	510 880
Verte*	1	1	4	68 306	68 306	349 630
Grand Rouveau*	16	1	2	68 306	68 306	100 774
Château d'If	13,2	2	8	150 000	258 166	799 880
Gabinière*	33,2	0	1	32 468	0	32 468
Jarron*	20,8	1	6	68 306	68 306	577 880
Tiboulen de Maïre*	20,2	1	6	150 000	150 000	577 880
Petit Langoustier*	24	0	1	32 468	0	32 468
Gros Sarranier*	26,6	0	1	32 468	0	32 468
Grand Congloué*	17	1	5	68 306	68 306	510 880
Ile Longue*	20,8	0	1	32 468	0	32 468
Planier	24,8	0	6	150 000	0	577 880
Cap Rousset*	24	0	1	32 468	0	32 468
Tiboulen Ratonneau*	14,6	2	8	150 000	258 166	799 880
Erevine	12,6	3	7	150 000	419 416	731 574
Petit Ribaud*	22,6	0	1	32 468	0	32 468
Petit Sarranier*	26,8	0	1	32 468	0	32 468
Endoume Nord	14,5	2	8	150 000	258 166	799 880
La Redonne*	20,6	0	1	32 468	0	32 468
La Ratonnaïère*	21	0	1	32 468	0	32 468
Petit Congloué*	17,4	1	5	68 306	68 306	510 880
Endoume Sud	14,8	2	8	150 000	258 166	799 880
Le Torpilleur	13,2	1	5	68 306	68 306	510 880
Les Fourmiges*	21,6	0	1	32 468	0	32 468
Impériaux*	18,4	1	5	68 306	68 306	510 880
Les Pendus	12	2	8	150 000	258 166	799 880
La Mélette	18	1	5	68 306	68 306	510 880
Pharillons	20,5	0	6	150 000	0	577 880
Dromadaire	13,2	0	6	150 000	0	577 880
Aragnon	12,6	1	7	67 000	67 000	731 574
l'Oule	13,2	0	6	150 000	0	577 880
Méjean	15,4	1	7	67 000	67 000	731 574

*îles et îlots pour lesquels des recensements ont été réalisés en 1982-1983

Références

A

ADEME, 2000. 1975-2000, Evolution de la gestion des déchets ménagers, consultable sur <http://www.ademe.fr/Collectivites/Dechets-new/Mots-chiffres/evolution/Default.htm>

B

Besson, J. 1975. Bilan des connaissances actuelles sur l'avifaune de Port-Cros. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros*, **1** : 19-31.

C

Cheyland, G. 1985. *Présentation des îles provençales*. pp5-10 in Les Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse. Annales du C.R.O.P. n°2, Aix-en-Provence, 84 pp.

Cheyland, G. 1986. Inventaire ornithologique préliminaire des îles de Marseille. *Faune de Provence*, **7**: 30-38.

G

Gantes, J.F. 1997. Le territoire maritime de Marseille Grecque. *Revue culturelle de Marseille*, **181**: 33-36.

H

Hémery, G. & Beaubrun, P.-C. 2004. Présentation des milieux marins. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotope, Mèze : 27-33.

L

Le Houérou, H.N. 1981. *Impact of man and his animals on mediterranean vegetation*. Mediterranean-type shrublands, Di Castri, Goodal and Specht Ed., Elsevier, Amsterdam : 479-522.

O

OFIMER 2000. *Bilan annuel 2000, Données de commercialisation sous criées*. Rapport non publié, 62 pp.

Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.

V

Vidal, E. 1998b. *Organisation des phytocénoses en milieu insulaire perturbé. Analyse des inter-relations entre les colonies de Goélands leucophées et la végétation des îles de Marseille*. Thèse doctorat ès-sciences. Université d'Aix-Marseille III, Marseille.

Vidal E., Duhem C., Vandenbrouck, P. & Tranchant, Y. 2003. Mise à jour des recensements des colonies de Goélands leucophées *Larus michahellis* des îles d'Hyères. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **19**: 87-92.

Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yésou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus michahellis*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotope, Mèze : 128-133.

W

Witt, H.-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Influence de la disponibilité en ressources anthropiques sur le régime alimentaire des Goélands leucophées^{1,2,3}

¹ Duhem, C., Vidal, E., Legrand, J. & Tatoni, T. 2003a. Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged gull *Larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study*, 50:61-67.

² Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. 2003b. Island breeding and continental feeding: how are diet patterns in adult Yellow-legged Gulls influenced by landfill accessibility and breeding stages? *Ecoscience*, 10(4): 502-508.

³ Duhem, C., Vidal, E., Roche, P. & Legrand, J. 2004. How is the diet of the Yellow-legged Gull chicks influenced by parents' accessibility to landfills? *Waterbirds*, in press.



Photo 4 : Goéland leucophée adulte sur la colonie de l'île de Ratonneau

Photo 5 : Pelote de régurgitation de Goéland leucophée (J. Legrand)

Photo 6 : Poussin de Goélands leucophée et son régurgitat

I. Introduction

Au cours des dernières décennies, de nombreuses espèces de grands goélands ont connu une véritable explosion démographique, spécialement en Europe (e.g. Spaans *et al.* 1991) et en Amérique du Nord (e.g. Blokpoel & Scharf 1991). Pour la plupart, ces espèces sont capables de s'alimenter sur les ressources dérivant des activités humaines et font partie des espèces dites « surabondantes » du fait de leurs effectifs importants et de leurs interactions négatives avec les intérêts humains (impacts aux activités agricoles, problèmes environnementaux ou de santé publique) et leur prédation sur les espèces sauvages (e.g. Vidal *et al.* 1998a). Ainsi, une des principales causes avancée pour expliquer ces expansions démographiques est l'augmentation récente de ces ressources alimentaires anthropiques, notamment les ressources fournies par les décharges d'ordures ménagères et les déchets de la pêche industrielle (Blokpoel & Spaans 1991). Ces deux types de ressources sont souvent considérées comme des ressources alimentaires optimales pour les goélands étant donné qu'elles sont fortement prédictibles dans le temps et dans l'espace, renouvelées quotidiennement et localement abondantes, ce qui minimise le temps et l'énergie consacré à la recherche alimentaire par les oiseaux capables de les exploiter (e.g. Belant *et al.* 1993, Garthe *et al.* 1996).

La connaissance du régime alimentaire de ces espèces de laridés est nécessaire pour comprendre les raisons de cette explosion démographique mais elle est aussi essentielle pour essayer de proposer des solutions cohérentes de gestion des nuisances voire de régulation des populations (Mudge & Ferns 1982). De ce fait, les études traitant du régime alimentaire des goélands connus pour exploiter des ressources anthropiques sont assez nombreuses à travers le monde. Au vu de notre contexte régional qui peut se résumer à une très faible activité de pêche industrielle (fournissant des déchets) et une quantité importante de décharges localisées dans la zone de prospection alimentaire potentielle des goélands, nous nous sommes limités aux études concernant les espèces de goélands connues pour s'alimenter sur les décharges et notamment le Goéland d'Audubon *Larus occidentalis*, le Goéland brun *L. fuscus*, le Goéland dominicain *L. dominicanus*, le Goéland à bec cerclé *L. delawarensis*, le Goéland argenté et le Goéland leucophée (Tableau 1.1.). En ce qui concerne le Goéland argenté, espèce proche du Goéland leucophée, on peut noter que le régime alimentaire des

adultes est dominé soit par les déchets de pêche soit par les décharges suivant l'étude (e.g. Belant *et al.* 1993, Pons 1994) ; celui des poussins par contre est dominé par les déchets de pêche pour la majorité des études (e.g. Chudzic *et al.* 1994, Hillström *et al.* 1994, Nogales *et al.* 1995).

De nombreuses études ont été réalisées sur le comportement alimentaire des goélands s'alimentant sur les ressources d'origine anthropique (Burger & Gochfeld 1983, Greig *et al.* 1986, Furness *et al.* 1992, Bertellotti & Yorio 2000) et sur l'influence de ce type de ressources sur les paramètres reproducteurs et le succès reproducteur (Pierotti & Annett 1990, Pons 1992a, Oro 1996, Hüppop & Wurm 2000). En revanche, très peu de travaux ont été menés sur l'étendue de la dépendance des goélands vis-à-vis de ces ressources, que ce soit les déchets de pêche (Oro *et al.* 1995) ou les décharges (Bosch *et al.* 1994).

Le régime alimentaire du Goéland leucophée adulte a paradoxalement été peu étudié (Tableau 1.1.). Witt *et al.* (1981) ont travaillé sur l'écologie alimentaire du Goéland argenté à pattes jaunes *Larus argentatus michahellis* dans l'ensemble du bassin méditerranéen ce qui implique le fait qu'ils aient pu travailler à la fois sur le Goéland leucophée mais également sur le Goéland pontique *Larus cachinnans* dans la mesure où ces espèces n'étaient pas différenciées à cette époque. Munilla (1997) a quant à lui étudié le régime alimentaire d'une population Atlantique, bénéficiant de disponibilité en ressources alimentaires complètement différentes de celles qui prévalent dans le bassin méditerranéen. Il est à noter que la plupart des études existantes sur le régime alimentaire de l'espèce s'appuient en fait sur l'analyse des régurgitats de poussins, et extrapolent ensuite les résultats aux adultes (e.g. Bosch *et al.* 1994, 2000 ; Gonzales-Solis *et al.* 1997c). Cette approche pose problème car elle ne peut rendre compte des variations saisonnières probables du régime alimentaire des Goélands leucophées en réponse à des besoins nutritionnels spécifiques et changeant au cours de la saison de reproduction par exemple (Pierotti & Annett 1991). Enfin, la majorité de ces études (Tableau 1.1.) traite de colonies installées à l'extrême ouest du bassin Méditerranéen (côtes espagnoles) qui se différencient de notre zone étude par une forte activité de pêche industrielle, assez peu de décharges accessibles aux goélands et des colonies mixtes avec le Goéland d'Audouin induisant des interactions de type compétition-prédation sur cette espèce.

Tableau 1.1. Types d'habitats d'alimentation utilisés par les principaux goélands connus pour s'alimenter sur les décharges. (Les + traduisent l'importance de l'utilisation de l'habitat d'alimentation considéré, + : utilisation limitée, ++ : utilisation notable, +++ : utilisation importante)

Espèce	Régime alimentaire des adultes			Régime alimentaire des poussins			Références
	Décharges	Terrestre	Marin	Décharges	Terrestre	Marin	
Goéland d'Audubon <i>Larus occidentalis</i>	+++		+				Annett & Pierotti 1989
Goéland brun <i>Larus fuscus</i>				+++	+	++	Mudge & Ferns 1982
Goéland dominicain <i>Larus dominicanus</i>	+		+++			+++	Bertellotti & Yorio 1999
Goéland à bec cerclé <i>Larus delawarensis</i>		+++			+++		Welham 1987
Goéland à bec cerclé <i>Larus delawarensis</i>					++	++	Chudzik <i>et al.</i> 1994
Goéland à bec cerclé <i>Larus delawarensis</i>	++	+++	+		++	++	Brown & Ewins 1996
Goéland à bec cerclé <i>Larus delawarensis</i>				+++	++	+	Brousseau <i>et al.</i> 1996
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>				+++	++	++	Mudge & Ferns 1982
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>			+++				Fox <i>et al.</i> 1990
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	++		+++				Pierotti & Annett 1991
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	+		+++	+		+++	Belant <i>et al.</i> 1993
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	+	+	+++	+	+	+++	Hillström <i>et al.</i> 1994
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	++		+++				Ewins <i>et al.</i> 1994
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	+++	++	+	+++	++	+	Pons 1994
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>						+++	Chudzik <i>et al.</i> 1994
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	++	+++			++	+++	Nogales <i>et al.</i> 1995
Goéland Argenté <i>Larus argentatus</i>	+	+	+++	++	++*	++	Bukacinska <i>et al.</i> 1996
Goéland leucophée <i>Larus argentatus michahellis</i>	++	+++	+				Witt <i>et al.</i> 1981
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>						+++	Fasola <i>et al.</i> 1989
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>				+++	++	++	Bosch <i>et al.</i> 1994
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>				++	+	+++	Gonzalez-Solis <i>et al.</i> 1997a, c
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>	++		+++				Munilla 1997
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>				+++	+	++	Bosch <i>et al.</i> 2000
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i>				+++		++	Gonzalez-Solis 2003

* prédation conspécifique

Le Goéland leucophée, du fait de sa plasticité écologique, est probablement capable de modifier sa stratégie alimentaire suivant la disponibilité des ressources et des périodes de reproduction, dans le but de répondre aux besoins induits par la reproduction en terme de dépenses d'énergie et d'allocation du temps (Pierrotti & Annett 1991, Bukacinska *et al.* 1996, Bertellotti & Yorio 1999). D'autre part, il est connu que cette espèce est capable de rétrécir ou d'élargir sa niche trophique selon les changements dans la disponibilité de la ressource principale, et ceci peut être considéré comme une expression indirecte de leur degré de dépendance vis-à-vis de cette ressource principale (Dolbeer 1990, Bosch *et al.* 1994, Richards & Wilson 2000). Enfin, les ressources alimentaires « naturelles » (non-waste resource) semblent peu présentes dans le régime alimentaire du Goéland leucophée, à l'exception des quelques oiseaux spécialisés sur ces ressources alternatives (e.g. Salathé 1983, Gonzalez-Solis *et al.* 1997a).

Ainsi, une étude du régime alimentaire des Goélands leucophées adultes s'avérerait nécessaire à une bonne compréhension de la problématique d'expansion de l'espèce au niveau régional. Notre zone d'étude a la particularité d'héberger l'une des plus importante concentration mondiale de l'espèce et d'autre part, de ne fournir qu'un seul type de ressources anthropiques utilisables : les décharges. Dans la zone de Méditerranée Nord occidentale, les Goélands leucophées sont déjà connus pour s'alimenter sur les décharges tout au long de l'année (Sol *et al.* 1993, Bosch *et al.* 1994, Sol *et al.* 1995). Malgré cela, très peu de choses sont connues sur la relation entre l'accessibilité aux décharges et la stratégie de recherche alimentaire des Goélands leucophées d'une part, et sur l'influence conjointe de l'accessibilité aux décharges et des périodes de la saison de reproduction sur le régime alimentaire de cette espèce d'autre part. Nous nous sommes également penché sur l'influence de l'accessibilité aux décharges des colonies sur la capacité des Goélands leucophées à utiliser des ressources alternatives, telles que les terres agricoles et les milieux naturels.

Deux études générales sur la biologie du Goéland leucophée, réalisées il y a une trentaine d'années, traitaient sommairement de la nourriture apportée aux poussins par les adultes (Isenmann 1976, Launay 1985). Le petit nombre d'échantillons analysés, sur

plusieurs années regroupées dans les résultats, ainsi que la méthodologie employée (simple description du régurgitat) ne nous permettent pas de considérer ces données. Plusieurs études ont été réalisées au cours de la dernière décennie (Tableau 1.1.) ce qui nous permet d'avoir une image assez documentée du régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées qui semblent être alimentés préférentiellement avec des ressources anthropiques, déchets de pêche industrielle ou éléments provenant des décharges selon l'étude (e.g. Fasola *et al.* 1989, Bosch *et al.* 2000). Deux points essentiels ressortent de ces travaux : i) les goélands font preuve d'une sorte de « dépendance » vis-à-vis des ressources anthropiques pour nourrir leurs poussins et ii) la variabilité importante des patrons d'alimentation des poussins de cette espèce. Pour les poussins de Goéland argenté, le poisson est la nourriture principale (Pedrocchi *et al.* 1996), notamment pour les plus jeunes, alors que la proportion d'aliments venant des décharges semble augmenter dans le régime alimentaire des poussins au fur et à mesure qu'ils grandissent (Hillström *et al.* 1994, Nogales *et al.* 1995, Brousseau *et al.* 1996). Une des questions restant en suspens concerne l'influence de l'accessibilité en décharges des colonies sur l'alimentation donnée aux poussins pendant la phase d'élevage des jeunes.

Les principales questions auxquelles nous nous sommes efforcés de répondre dans cette partie sont les suivantes :

- i) quelles sont les caractéristiques du régime alimentaire des Goélands leucophées adultes en terme de type d'habitats d'alimentation utilisés et du nombre de ces habitats utilisés conjointement,
- ii) quel est le degré de « dépendance » des Goélands leucophées adultes envers les décharges pour leur alimentation,
- iii) est-ce que la proportion des déchets dans le régime alimentaire des goélands adultes varie selon la distance de la décharge la plus proche et le nombre de décharges dans les alentours des colonies (paramètres d'accessibilité aux décharges),
- iv) est-ce que la dépendance des Goélands leucophées envers les décharges varie au cours de la saison de reproduction, alors même que les décharges fournissent des ressources abondantes toute l'année,

v) qu'elles sont les stratégies alimentaires mises en place par les adultes reproducteurs pour nourrir leurs poussins,

vi) ces stratégies sont-elles influencées par l'accessibilité des parents aux décharges?

Répondre à ces questions devrait nous permettre de mieux cerner l'importance des décharges comme zone d'alimentation pour le Goéland leucophée ainsi que son degré de dépendance envers cette ressource. L'acquisition de cette information est particulièrement intéressante dans la perspective de la fermeture des décharges à ciel ouvert, programmée par l'Union Européenne sur l'ensemble de son territoire, qui risque d'affecter de façon importante l'espèce et son comportement.

II. Méthodologie

II.1. Sites d'études

Nous avons étudié six importantes colonies de Goélands leucophées installées sur les îles de Ratonneau, Pomègues, Plane, Riou (archipels de Marseille), Porquerolles et Bagaud (archipel des îles d'Hyères). Ces îles s'étirent d'ouest en est sur environ 80 km de côté et sont confrontées à des différences marquées dans leur accessibilité aux décharges (Figures 1, 2 & 3). Au vu de ces différences d'accessibilité aux ressources alimentaires, nous avons tout d'abord voulu avoir une image du régime alimentaire des goélands de ces colonies, ce qui devait nous permettre de déterminer si le gradient d'accessibilité aux décharges auquel les colonies sont confrontées a un effet sur le régime alimentaire des Goélands leucophées adultes (III.1.1.). Ainsi, nous avons analysé le régime alimentaire des adultes reproducteurs de ces six colonies au cours de la période pré-positale lors de la saison de reproduction 2000. Pendant cette période, le régime alimentaire des adultes est particulièrement important car sa qualité nutritionnelle détermine fortement les paramètres démographiques et le succès reproducteur des colonies (Bolton 1991, Hiom *et al.* 1991, Oro *et al.* 1999). Dans un second temps nous avons voulu obtenir une vision plus fine des stratégies alimentaires mises en

œuvre au cours de la saison de reproduction. Aussi nous avons poursuivi l'étude du régime alimentaire à trois périodes de la saison de reproduction 2000-2001: mise en place du territoire, période pré-positale et couvaison (III.1.2.). Enfin, nous avons étudié le régime alimentaire des poussins des Goélands leucophées de ses six colonies (III.2.) ce qui nous a permis d'avoir à la fois le régime alimentaire des poussins mais aussi celui des adultes au cours de la même période (élevage des jeunes). En effet, outre l'utilisation dans beaucoup d'études des régurgitats de poussins pour caractériser le régime alimentaire de l'espèce (Fasola *et al.* 1989, Bosch *et al.* 1994, Gonzalez-Solis *et al.* 1997c, Bosch *et al.* 2000), la majorité des études réalisées sur la comparaison du régime alimentaire des adultes et des poussins de goélands connus pour s'alimenter sur les décharges ont démontré un régime alimentaire globalement similaire (Mudge & Ferns 1982, Welham 1987, Fox *et al.* 1990, Bertellotti & Yorio 1999). Aussi cela nous permet d'avoir une vision complète de l'évolution du régime alimentaire de ces oiseaux au fur et à mesure de l'avancée de la saison de reproduction, de l'installation du territoire à l'élevage des jeunes.

II.2. Echantillons alimentaires

L'observation directe de l'alimentation (offrandes entre adultes ou nourrissage des jeunes) est quasiment impossible à utiliser pour les goélands (Gonzalez-Solis *et al.* 1997b). Ainsi, la difficulté de l'étude du régime alimentaire des goélands réside principalement dans le fait qu'elle ne peut être faite qu'indirectement sur la base de l'analyse d'échantillons alimentaires qui sont plus ou moins difficiles à obtenir. Le Goéland leucophée étant une espèce protégée il était hors de propos d'étudier son régime alimentaire par la dissection et l'analyse d'estomacs. Les échantillons alimentaires peuvent être les restes alimentaires trouvés à proximité des nids, les régurgitats spontanés, les pelotes de régurgitations et les régurgitats provoqués « stomach flushing ». Tous ces échantillons contiennent des biais qui peuvent dépendre de nombreux facteurs tels que la date de la collecte, la digestibilité des proies, la rétention sélective de certaines parties dures des proies et la possible présence de différentes parties d'une même proie dans plusieurs échantillons alimentaires (Gonzalez-Solis *et al.* 1997b). L'obtention de régurgitats, qui est sans doute l'échantillon alimentaire le

plus représentatif du régime alimentaire, nécessite la manipulation des oiseaux qui s'avère relativement difficile à mettre en œuvre pour les adultes, notamment en terme de capture, mais qui constitue une méthode appropriée et réalisable pour les poussins. Ainsi, dans le cadre de cette étude nous avons les deux principaux types de restes alimentaires pour déterminer le régime alimentaire des adultes reproducteurs (pelotes de régurgitation) et des poussins (régurgitats).

II.2.1. Pelotes de régurgitation

Nous avons étudié le régime alimentaire des Goélands leucophées adultes par l'analyse des pelotes de régurgitation. Les pelotes de régurgitation se présentent sous la forme de petites boules régurgitées régulièrement, constituées seulement de restes alimentaires non digérés par l'oiseau, tels que les écailles et otolites de poissons, les restes d'insectes, les coquilles d'escargot, les os de boucherie et les matières inorganiques (papier, plastique, verre...). Tous les éléments constitutifs de la pelote sont agrégés avec une quantité variable de mucus gastrique (Gonzalez-Solis *et al.* 1997 *b*). La fréquence de production dans le temps des pelotes est variable et dépend notamment du type d'éléments ingérés par l'oiseau. Ainsi, Brown & Ewins (1996) avaient initialement estimés que la présence de restes alimentaires provenant de plusieurs habitats dans les pelotes traduisait une alimentation étalée sur plusieurs jours avec une production de pelotes qui ne serait pas quotidienne. Pour répondre à ce type de questionnement, Votier *et al.* (2001) ont réalisé une étude expérimentale de la production de pelotes en relation avec l'alimentation réellement ingérée chez le Grand labbe *Catharacta skua*. Ils ont pu démontrer d'une part une production systématique de pelotes dans les six à 24 heures suivant un nourrissage (les proies consommées dans le cadre de ce travail étant des oiseaux ou des poissons) et d'autre part une production plus rapide de pelotes lorsque l'alimentation contenait plus d'éléments impossibles à digérer. Une fois produites, les pelotes ont un temps de décomposition qui varie principalement suivant leur composition (Furness & Hislop 1981). Les pelotes majoritairement constituées d'éléments inorganiques peuvent rester sur les colonies toute l'année. Pour éviter ce biais et être sûr de la période à laquelle les pelotes analysées ont été produites nous n'avons collecté que les pelotes fraîches, c'est-à-dire celles ayant conservé

une forme arrondie et agrégée caractéristique qui ne dure qu'une quarantaine de jours au maximum (Ewins *et al.* 1994), de façon à exclure les anciennes pelotes provenant de la précédente saison de reproduction, ou des précédentes phases de la saison de reproduction.

L'analyse des pelotes est reconnue comme étant une méthode commode pour étudier le régime alimentaire des oiseaux marins (Votier *et al.* 2001) bien qu'elle comporte un certain nombre de biais. En effet, la proportion de restes alimentaires facilement digérables a tendance à être sous-représentée (poissons), voire très difficilement détectable (vers de terre) (Brown & Ewins 1996). Ceci est dû à la différence de digestibilité des aliments qui implique que les proies à corps mou ne laissent aucun élément solide pouvant être régurgité, de même les otolites de petits poissons peuvent être complètement dissous. Ainsi, l'alimentation sur les habitats terrestres et marins ne produit qu'un nombre restreint de petits restes alimentaires dans les pelotes. A contrario, l'alimentation sur les décharges produit un nombre important d'éléments inorganiques facilement détectables et produit un plus grand nombre de pelotes que l'alimentation sur le milieu marin (consommation de poisson) (Votier *et al.* 2001). Du fait des disparités qui existent entre les restes alimentaires dans les pelotes en terme de masse, de volume, de facilité de détection et de conservation, une estimation de la biomasse des proies selon les origines est à exclure (Pons 1992a, Ewins *et al.* 1994). Cependant, les pelotes sont reconnues pour refléter assez correctement la composition du régime alimentaire et l'analyse des pelotes peut être utilisée pour détecter les changements saisonniers et les différences pouvant exister entre les colonies (Bertellotti & Yorio 1999, Votier *et al.* 2003).

Notre but étant la comparaison de colonies entre elles afin de connaître la stratégie alimentaire globale de populations régionales de Goélands leucophées soumises à un gradient d'accessibilité alimentaire, un tel niveau d'approche était suffisant et adéquat. Ainsi, nous avons utilisé l'analyse des pelotes de régurgitation principalement pour comparer les colonies entre elles et non pour avoir une description très fine du régime alimentaire (en terme d'espèces de proies et de biomasses par exemple) que cette analyse ne permet pas. De cette façon nous sommes dans les limites de validité de cette analyse du régime alimentaire comme cela a pu être souligné dans plusieurs études (Brown & Ewins 1996, Gonzalez-Solis *et al.* 1997a).

Ainsi, pour l'année 2000 l'analyse des pelotes nous a permis de comparer le régime alimentaire des six colonies et de déterminer s'ils sont différents selon l'accessibilité aux décharges. Pour l'année de reproduction 2001 (hiver 2000, saison de reproduction 2001), l'analyse des pelotes nous a permis i) de déterminer si les adultes modifient leur régime alimentaire au cours de la saison de reproduction, ensuite ii) de comparer les caractéristiques du régime alimentaire de chaque colonie au fur et à mesure que la saison de reproduction avance, et enfin iii) de caractériser l'influence de l'accessibilité aux décharges des colonies sur les stratégies alimentaires des goélands.

Les pelotes ont été collectées de façon aléatoire à travers les sites de reproduction des six colonies au cours de la période pré-positale en 2000 (fin février-début mars 2000 : 848 pelotes), et à trois périodes de la saison de reproduction 2001 : la période d'installation du territoire (19 au 28 décembre 2000: 436 pelotes), la période pré-positale (6 au 19 février 2001: 382 pelotes) et la période de couvaison (27 mars au 18 avril 2001: 374 pelotes). Au cours de ces périodes seuls les individus reproducteurs sont présents sur les sites échantillonnés ce qui nous assure que les pelotes récoltées sont représentatives du régime alimentaire des adultes reproducteurs et non d'oiseaux immatures (Ruiz *et al.* 1996).

II.2.2. Régurgitats

Pour étudier le régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées nous avons utilisé l'analyse des régurgitats (Goutner 1994, Nogales *et al.* 1995, Brousseau *et al.* 1996, Pedrocchi *et al.* 1996), que nous avons préféré à l'analyse des pelotes qui, outre les nombreux biais qu'elle comporte (Brown & Ewins 1996, Gonzalez-Solis *et al.* 1997a), ne fait pas la différence entre les pelotes d'adultes et de poussins. Les régurgitats ont l'avantage de contenir l'ensemble des restes alimentaires ingérés par les poussins et non les seuls restes impossibles à digérer. De plus, les éléments contenus dans les régurgitats sont généralement peu érodés car seuls les oiseaux ayant été alimentés peu de temps auparavant arrivent à régurgiter (Pons 1992a).

Afin d'obtenir la totalité du contenu stomacal nous avons uniquement collecté les régurgitats que nous avons provoqué et non les régurgitats spontanés obtenus lors de la

manipulation des oiseaux. Pour cela nous avons utilisé un tube en plastique de 5 mm de diamètre extérieur rattaché à un flacon d'un litre de contenance rempli avec de l'eau. Après avoir inséré le tube dans le bec du poussin, et l'avoir poussé doucement jusqu'à l'estomac, nous avons rempli celui-ci avec de l'eau jusqu'à ce que les poussins aient régurgité l'intégralité de leur contenu stomacal (Hess 1997). Nous avons estimé que cela était le cas lorsque les poussins ne régurgitaient plus que de l'eau claire. Cette méthode n'est pas traumatisante pour les oiseaux marins qui régurgitent naturellement pour nourrir leurs poussins ou pour produire les pelotes avec tous les restes alimentaires impossibles à digérer (Gonzalez-Solis *et al.* 1997a). Nous avons collecté un seul régurgitat par poussin afin de ne pas pénaliser leur croissance. De plus, nous n'avons fait régurgiter qu'un seul poussin par fratrie car il est probable que les parents nourrissent toute leur nichée avec le même bol alimentaire ce qui aurait induit un artefact dans les données (Spaans 1971).

A la fin de la saison de reproduction 2001 (du 14 au 27 mai 2001) nous avons fait régurgiter entre 29 et 35 poussins par colonie au hasard, soit un total de 185 régurgitats collectés pour les six colonies. Afin de pouvoir comparer le régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées des six colonies, nous avons sélectionné des poussins d'une même classe d'âge, c'est-à-dire âgés de trois et quatre semaines, d'après l'état de leur plumage (Brousseau *et al.* 1996).

II.3. Analyse des échantillons alimentaires

Nous avons procédé à l'analyse standard telle qu'elle est généralement utilisée dans les études traitant de la caractérisation du régime alimentaire des oiseaux marins par l'analyse des pelotes de régurgitations et des régurgitats (e.g. Witt *et al.* 1981, Fox *et al.* 1990, Hario 1990, Ruiz *et al.* 1996). Chaque pelote et chaque régurgitat a été analysé individuellement sous un microscope binoculaire afin de séparer et d'identifier les restes alimentaires. Les restes alimentaires ont ensuite été classifiés selon leur environnement d'origine: décharges (os de boucherie, coquille d'œufs, éléments inorganiques), autre type d'habitats terrestres (pour des raisons de clarté j'utiliserai le terme d'habitats terrestres dans la suite de ce chapitre), c'est-à-dire les habitats agricoles ou les habitats naturels terrestres

(restes de plantes, insectes, escargots, petits vertébrés), et l'habitat marin (écailles de poisson, os ou otolithes, invertébrés marins, carapaces de crustacés). Bien évidemment les estimations des habitats d'alimentation basées sur les restes alimentaires identifiés sont à considérer avec précaution. En effet, on ne peut pas totalement exclure que par exemple des restes de poissons proviennent d'une alimentation sur une décharge ou que des déchets aient pu être ingérés en milieu naturel terrestre ou marin. Cependant, il est raisonnable de penser que dans une grande majorité des cas les restes alimentaires identifiés et classés au sein des catégories listées ci-dessus proviennent de l'habitat d'alimentation le plus logique.

Ainsi, pour chaque colonie à chaque période nous avons enregistré à la fois le pourcentage d'occurrence des restes alimentaires de chaque habitat d'alimentation dans les pelotes et les régurgitats (Ewins *et al.* 1994), c'est-à-dire les décharges (D), les autres habitats d'alimentation terrestres (T) et l'habitat d'alimentation marin (M), et le pourcentage de pelotes contenant des restes alimentaires provenant d'un, de deux ou de trois habitats d'alimentation (respectivement 1.HA, 2.HA et 3.HA). Pour l'année 2000, nous avons mis en place une analyse des pelotes légèrement différente, concernant les types d'habitats d'alimentation identifiés dans les pelotes, pour éviter la plupart des biais rencontrés dans l'analyse de pelotes (Brown & Ewins 1996, Gonzalez-Solis *et al.* 1997a) mais cette méthodologie ne s'est pas révélée satisfaisante aussi elle n'a pas été renouvelée pour les analyses suivantes. Cette approche qualitative avait pour but de déterminer pour chaque pelote l'habitat d'alimentation principal selon la séquence suivante :

(i) les pelotes étaient considérées comme provenant d'une alimentation principale sur le milieu naturel terrestre ou agricole (T) si elles contenaient la moindre trace de restes alimentaires provenant de l'alimentation sur l'habitat terrestre (insectes, plantes, escargots, restes de petits vertébrés).

(ii) Si ce n'était pas le cas, nous cherchions à déterminer si les pelotes étaient composées majoritairement, ou de façon non négligeable, de restes alimentaires provenant de l'alimentation sur le milieu marin (écailles, arêtes ou otolithes de poissons, restes d'invertébrés marins, coquilles de crustacés), dans ce cas les pelotes étaient considérées comme provenant d'une alimentation sur le milieu marin (M).

(iii) Finalement, si les pelotes étaient composées exclusivement de restes alimentaires provenant d'une alimentation sur les décharges (os de boucherie, coquilles d'œuf, éléments inorganiques), ou avec des traces de restes alimentaires provenant de l'alimentation sur le milieu marin (les restes de poissons provenant de la consommation humaine peuvent être consommés dans les décharges), ces pelotes étaient alors considérées comme provenant d'une alimentation sur les décharges (D). Cette classification des pelotes nous permettait de calculer pour chaque colonie la fréquence d'occurrence de chaque habitat d'alimentation principal (Ewins *et al.* 1994).

II.4. Analyses statistiques

L'hétérogénéité du régime alimentaire entre les colonies, pour les adultes à chacune des dates étudiées et pour les poussins, a été testée par le test du χ^2 d'indépendance sur deux types de tableaux de contingence (colonies x type d'habitat d'alimentation et colonies x nombre d'habitats d'alimentation identifiés dans les pelotes ou dans les régurgitats).

Nous avons utilisé quatre Analyses en Composante Principale (ACP) (Jongman *et al.* 1987), deux pour le régime alimentaire des adultes en 2000 et en 2000-2001, une pour le régime alimentaire des poussins, et enfin une dernière pour comparer le régime alimentaire des adultes et des poussins. Une première ACP a été réalisée pour analyser les patrons de corrélation entre les caractéristiques du régime alimentaire de 2000 (habitat d'alimentation principal et nombre d'habitats d'alimentation utilisés) (Tableau 1.2.) et les paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies : la distance entre une colonie et la décharge la plus proche ($Dist_{min}$), le nombre de décharges comprises dans un rayon de 20 km (D_{20}) ou de 40 km (D_{40}) autour des colonies (Tableau 3), et pour ordonner les colonies selon ces patrons. Une deuxième ACP a été réalisée pour analyser les patrons de variation du régime alimentaire des adultes à trois périodes de la saison de reproduction, ainsi qu'en fonction des paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies, et pour ordonner les colonies selon ces patrons. Une troisième ACP a été réalisée pour analyser les patrons de variation du régime alimentaire des poussins et les paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies. La quatrième ACP est en fait l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire à

trois périodes de la saison de reproduction et des paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies auxquels nous avons ajouté les caractéristiques du régime alimentaire des poussins en points supplémentaires afin d'identifier les patrons entre l'alimentation des adultes et le nourrissage des poussins et d'ordonner les colonies selon ces patrons.

Afin d'analyser les patrons d'interactions entre les colonies, les caractéristiques du régime alimentaire et les trois périodes de la saison de reproduction (III.1.2.), nous avons utilisé l'analyse Log-linéaire (Bishop *et al.* 1975). Nous avons testé le modèle (régime alimentaire x colonies)/ périodes de la saison de reproduction. L'analyse Log-linéaire fournit un moyen d'analyser des tableaux de contingence multiple et teste également les effets d'interaction entre les variables. L'analyse Log-linéaire utilise les propriétés additives des transformations logarithmiques de données en fréquence.

Les écarts entre les fréquences attendues et les fréquences observées ont été testés avec le test du χ^2 de Pearson. Pour des résultats du test significatif nous avons revu les fréquences résiduelles (c'est-à-dire les fréquences attendues moins celles observées) après normalisation afin d'identifier les modalités de combinaisons de variables qui induisent de fortes déviations vis-à-vis du modèle aléatoire.



III. Analyse de l'influence de l'accessibilité en décharges sur le régime alimentaire des Goélands leucophées

III.1. Régime alimentaire des adultes

III.1.1. Analyse préliminaire du régime alimentaire des adultes

Cette analyse préliminaire a été réalisée afin de mettre en évidence d'une part les caractéristiques du régime alimentaire des Goélands leucophées de six colonies confrontées à des accessibilités aux décharges différentes et d'autre part de déterminer l'influence de l'accessibilité aux décharges sur le régime alimentaire.

Les proportions de chacun des trois types d'habitats d'alimentation principaux détectés dans les pelotes présentent une allure globalement similaire pour les six colonies (Tableau 1.2.). Pour chaque colonie, les décharges sont utilisées de façon prédominante (53 % à 74 % des pelotes), suivi par l'utilisation des habitats terrestres (21 % à 36 % des pelotes), alors que l'utilisation du milieu marin est la moins fréquente (6 % à 12 % des pelotes). Malgré ce patron globalement homogène, la distribution de fréquence de l'habitat d'alimentation principal est significativement différente entre les colonies ($\chi^2_{10} = 20,19$, $p = 0,027$).

Tableau 1.2. Caractéristiques du régime alimentaire (habitat d'alimentation principal et nombre d'habitats d'alimentation utilisés) des Goélands leucophées de six colonies Méditerranéennes Françaises (% de pelotes). Habitat principal d'alimentation : type décharge D, autres habitats terrestres T, habitat marin M ; 1.HA: un Habitat d'Alimentation utilisé, 2.HA: deux Habitats d'Alimentation utilisés conjointement, 3.HA: trois Habitats d'Alimentation utilisés conjointement.

Colonie	Nb pelotes	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA
Ratonneau	107	74	21	6	33	62	6
Pomègues	61	59	34	7	23	64	13
Plane	138	65	23	12	30	50	20
Riou	205	60	35	6	28	57	15
Porquerolles	256	64	25	11	24	64	12
Bagaud	81	53	36	11	25	57	19

La prédominance de l'utilisation des décharges comme habitat d'alimentation principal par les Goélands leucophées de six colonies Méditerranéennes Françaises correspond au patron communément trouvé pour d'autres espèces de goélands surabondants : le Goéland argenté (Hunt 1972, Belant *et al.* 1993, Pons 1994), le Goéland à bec cerclé *Larus delawarensis* (Brousseau *et al.* 1996) et le Goéland leucophée dans d'autres zones de sa répartition géographique (Bosch *et al.* 1994, Sol *et al.* 1995). De plus, il est intéressant de noter que, dans notre étude, la prédominance de l'utilisation des décharges comme habitat d'alimentation principal prévaut même pour les colonies ayant une faible accessibilité aux décharges (éloignement plus important aux décharges et nombre inférieur de décharges dans la zone de prospection alimentaire). Ceci appuie l'idée d'une dépendance des Goélands leucophées vis-à-vis des décharges, particulièrement si l'on considère la zone de recherche alimentaire optimale qui est estimée à une quarantaine de kilomètres autour de leur site de reproduction (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995). L'importante utilisation des décharges peut probablement être expliquée par le fait que c'est un habitat d'alimentation fournissant généralement rapidement une quantité d'énergie plus importante que les habitats d'alimentation terrestres et intertidaux, ce qui implique que les goélands s'alimentent sur l'habitat le plus favorable (Sibly & McCleery 1983a).

De même, la distribution des fréquences du nombre d'habitats d'alimentation utilisés conjointement identifiés dans les pelotes montre un patron similaire pour chaque colonie (Tableau 1.2.). Une majorité des pelotes contient des restes alimentaires provenant de l'utilisation de deux habitats d'alimentation (50 % à 64 %), une proportion inférieure de pelotes contient des restes alimentaires provenant d'un seul habitat d'alimentation (23 % à 33 %), et une proportion mineure de pelotes contient des restes alimentaires provenant de trois habitats d'alimentation (6 % à 20 %). Malgré ce patron globalement homogène, les colonies sont significativement différentes du point de vue de la distribution de fréquence du nombre d'habitats d'alimentation identifiés dans chaque pelote ($\chi^2_{10}=18,27$, $p = 0,05$).

La capacité des goélands à utiliser efficacement les décharges comme habitat d'alimentation est considérée comme la principale raison responsable de l'expansion récente

de leur population (Bosch *et al.* 1994, Thibault *et al.* 1996). Cependant, le fait que la plupart des pelotes contiennent des restes alimentaires de deux habitats d'alimentation montre que la stratégie alimentaire des Goélands leucophées n'est pas uniquement spécialisée sur l'utilisation des décharges mais peut inclure l'utilisation complémentaire d'autres ressources terrestres (e.g. Bosh *et al.* 1994, Oro & Martinez Vilalta 1994). Ce résultat illustre la plasticité écologique et l'opportunisme alimentaire déjà démontré pour d'autres espèces de goélands surabondants, notamment le Goéland argenté (e.g. Pierotti & Annett 1991). D'un autre côté, le fait que les goélands exploitent d'autres sites d'alimentation alors que les décharges sont disponibles est incompatible avec la théorie de « Distribution Libre Idéale » (Ideal Free Distribution) qui estime que : i) les oiseaux choisissent le meilleur habitat d'alimentation dans ceux qui sont disponibles, ii) les oiseaux sont libres de se déplacer entre ces habitats d'alimentation, iii) tous les individus sont également capables d'utiliser ces habitats d'alimentation (Sibly & McCleery 1983*b*). C'est ce dernier point qui explique probablement notre résultat. En effet, sur les décharges il existe une très forte compétition entre les individus qui se fait au détriment des femelles vis-à-vis des mâles, des oiseaux de taille inférieure vis-à-vis des oiseaux de taille plus imposante et enfin des juvéniles vis-à-vis des adultes (Sibly & McCleery 1983*a*, Pons & Migot 1995). Il est possible que se soient ces oiseaux qui se reportent sur l'exploitation d'un second habitat d'alimentation mais l'utilisation de deux habitats d'alimentation étant majoritaire pour toutes les colonies, ce résultat traduit probablement un mode d'alimentation plus général de l'espèce. Ainsi, Pons (1992*a*) a montré que les femelles de Goéland argenté s'alimentaient plus sur l'habitat terrestre naturel que les mâles.

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire et les paramètres d'accessibilité aux décharges expliquent 77,59 % de la variance totale (Figure 1.1.a), l'axe 1 explique 54,46 % et l'axe 2 explique 23,13 % de la variance totale. Les variables qui contribuent le plus à l'axe 1 sont, du côté positif, la distance entre la colonie et la décharge la plus proche (Contribution Absolue (CA) $_{Distmin} = 17,6 \%$); du côté négatif se sont le nombre de décharges présentes dans un rayon de 20 et de 40 km autour des

colonies ($CA_{D20} = 16,53 \%$, $CA_{D40} = 15,31 \%$). L'axe 1 peut donc être interprété comme un gradient d'accessibilité aux décharges.

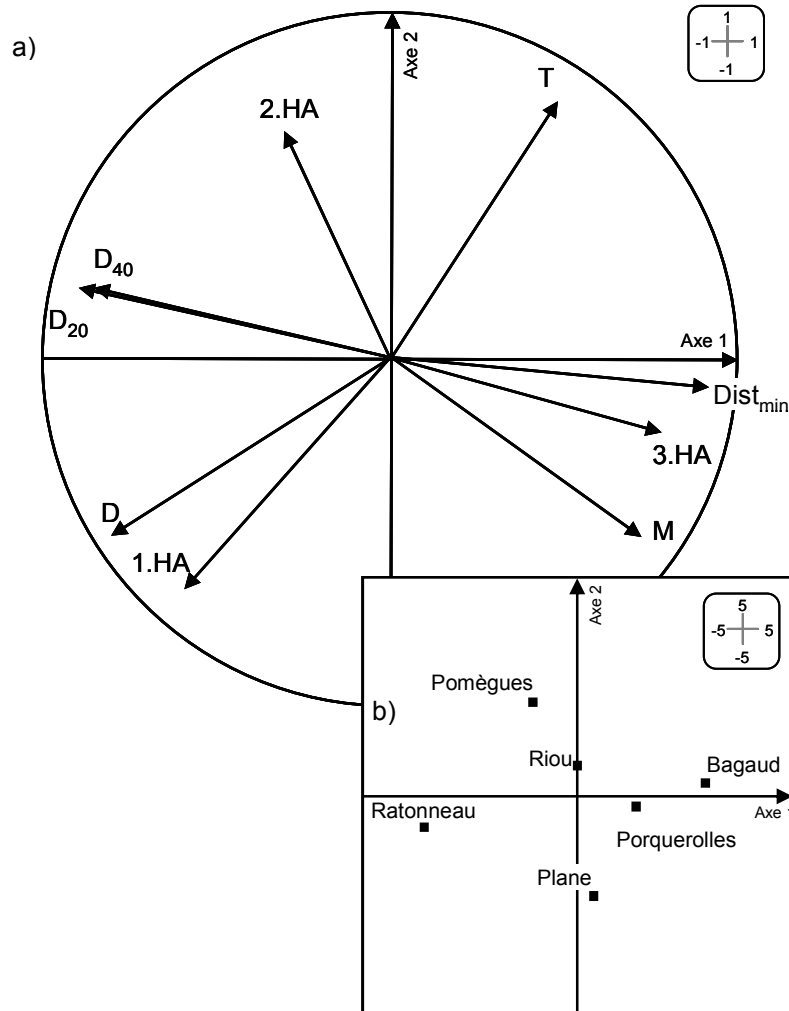


Figure 1.1. Plan factoriel de l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire au cours de la période pré-positale 2000 et les paramètres d'accessibilité aux décharges pour les six colonies étudiées. L'axe 1 explique 56,97 % et l'axe 2 explique 20,57 % de la variance totale. a) Plan des variables sur les deux premiers axes. b) Plan des relevés sur les deux premiers axes. Régime alimentaire: Type d'habitats d'alimentation: Décharges D, autres habitats Terrestres T, habitat Marin M. Nombre d'habitats d'alimentation: 1 Habitat d'Alimentation utilisé 1.HA, 2 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement 2.HA, 3 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement 3.HA. Paramètres d'accessibilité aux décharges: Dist_{min}: distance entre une colonie et la décharge la plus proche, D₂₀ et D₄₀: nombre de décharges dans un rayon de 20 km et 40 km autour de chaque colonie.

D'un côté, les décharges comme habitat d'alimentation principal (D) sont fortement corrélées avec l'utilisation prévalente d'un seul habitat d'alimentation (1.HA). Ces deux variables sont placées du côté positif de l'axe 1 (forte accessibilité aux décharges) (Figure 1.1.a). D'autre part, le milieu marin comme habitat d'alimentation principal (M) est corrélé avec l'utilisation conjointe de trois habitats d'alimentation (3.HA). De plus, il existe une nette opposition entre l'alimentation sur le milieu terrestre (T) et l'utilisation d'un seul habitat d'alimentation (1.HA).

Sur le plan factoriel des relevés (Figure 1.1.b), les colonies se distribuent le long de l'axe 1 selon leur localisation géographique d'ouest en est, c'est-à-dire selon l'accessibilité aux décharges (Figure 1). Deux colonies contribuent à l'axe 1: la colonie de Bagaud (CA = 37 %) avec une position positive et la colonie de Ratonneau (CA = 57,21 %) avec une position négative.

Cette étude a mis en évidence un changement du régime alimentaire des Goélands leucophées en fonction de l'éloignement et du nombre de décharges dans les alentours de leurs colonies (principalement l'accessibilité des décharges dans les 40 km autour des colonies et la distance minimale entre colonies et décharges). Ces résultats corroborent l'étendue de la zone de prospection alimentaire optimale du Goéland leucophée aux alentours d'une quarantaine de kilomètres autour de la colonie (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995) et peuvent être comparés aux conclusions d'Ewins *et al.* (1994) suggérant que la zone de recherche alimentaire optimale pour le Goéland argenté est inférieure à 40 km de la colonie. Lorsque l'accessibilité aux décharges est faible, la fraction des autres ressources alimentaires, déterminée par la proportion de pelotes contenant des restes alimentaires provenant de trois habitats d'alimentation, et notamment des restes du milieu marin, et la diversité alimentaire tendent à augmenter. Ainsi, une forte accessibilité aux décharges conduit à un régime alimentaire faiblement diversifié, dominé par les restes provenant des décharges, et une faible accessibilité aux décharges induit une diversification du régime alimentaire (restes alimentaires provenant de plusieurs habitats d'alimentation par pelotes) avec une augmentation de l'utilisation des ressources marines et terrestres. Ces résultats sont en accord avec la théorie d'«optimal-foraging» qui prédit que la diversité alimentaire (largeur de la niche trophique) augmente lorsque l'accessibilité de la ressource optimale

décroît et que l'alimentation sur des ressources alternatives est développée (e.g. MacArthur & Pianka 1966).

Néanmoins, la faible utilisation des ressources marines par le Goéland leucophée peut se référer uniquement à une caractéristique régionale (Cadre méthodologique) étant donné que cette espèce est connue pour utiliser efficacement les déchets de la pêche industrielle dans d'autres zones de son aire de répartition où l'activité des chalutiers est plus intense (e.g. Oro *et al.* 1995). Dans ce cas particulier, une diminution drastique de la ressource alimentaire principale (déchets de poissons jetés en mer) due à un moratoire de la pêche au chalut a résulté en une forte augmentation de l'alimentation sur les décharges (Gonzalez-Solis *et al.* 1997c).



III.1.2. Suivi saisonnier du régime alimentaire des adultes

Les résultats de l'analyse préliminaire présentés ci-dessus ont permis de clarifier la problématique du choix de l'habitat d'alimentation, notamment en fonction de l'accessibilité aux décharges. Ainsi, le schéma auquel on aurait pu s'attendre d'une décroissance de la proportion de restes alimentaires provenant des décharges décroissant dans le régime alimentaire pour une accessibilité aux décharges inférieure n'a pas été mis en évidence. Suite à cette étude, une approche plus précise des stratégies alimentaires a pu être mise en œuvre sur les goélands des mêmes colonies à trois dates de la saison de reproduction (installation du territoire, période pré-positale et couvaison), au cours de la saison de reproduction suivante.

Nous avons tout d'abord déterminé le pourcentage de pelotes provenant de chaque habitat d'alimentation utilisé (Tableau 1.3.). Pour chacune des six colonies à chacune des trois périodes de la saison de reproduction, D est le plus fréquent (70 % à 98 % des pelotes), suivi par T (12 % à 71 % des pelotes), alors que M est systématiquement le moins fréquent (5 % à 27 % des pelotes). Cependant, le pourcentage d'occurrence de chaque habitat d'alimentation est significativement différent entre les colonies à la 2^{ème} période ($\chi^2_{10} = 34,23$, $p < 0,0001$) et à la 3^{ème} période ($\chi^2_{10} = 38,10$, $p < 0,0001$), mais pas à la 1^{ère} période ($\chi^2_{10} = 8,02$, $p = \text{N.S.}$). Pour chaque colonie, 2.HA sont le plus fréquemment identifiés dans chaque pelote à la 1^{ère} période (38 % à 63 % des pelotes), et 1.HA à la 2^{ème} (42 % à 84 % des pelotes) et 3^{ème} période (52 % à 87 % des pelotes). Pour toutes les colonies à chaque période, 3.HA n'est présent que dans un nombre restreint de pelotes (0 % à 10 % des pelotes). Les distributions de fréquence du nombre d'habitats d'alimentation identifiés dans chaque pelote sont significativement différentes entre les colonies pour chaque période étudiée (1^{ère} période: $\chi^2_{10} = 27,44$, $p = 0,002$; 2^{ème} période: $\chi^2_{10} = 45,39$, $p < 0,0001$; 3^{ème} période: $\chi^2_{10} = 42,02$, $p < 0,0001$).

Tableau 1.3. Régime alimentaire des Goélands leucophées de six colonies Méditerranéennes Françaises à trois périodes de la saison de reproduction (en % de pelotes), N est le nombre de pelotes analysées. D: habitat d'alimentation type décharge, T: autres habitats d'alimentation terrestres, M: habitat d'alimentation marin ; 1.HA: un Habitat d'Alimentation utilisé, 2.HA: deux Habitats d'Alimentation utilisés conjointement, 3.HA: trois Habitats d'Alimentation utilisés conjointement.

Colonie	Installation du territoire (décembre 2000)							Période pré-positale (février 2001)							Couvaion (avril 2001)						
	N	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA	N	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA	N	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA
Ratonneau	57	86	53	5	60	39	2	65	98	46	9	51	45	5	63	90	17	10	83	17	0
Pomègues	76	95	64	17	32	59	9	60	82	70	20	42	48	10	63	90	32	8	71	27	2
Plane	78	84	71	12	31	63	6	63	70	56	11	70	27	3	64	72	58	27	52	39	9
Riou	78	92	50	6	53	45	3	64	89	19	14	84	13	2	69	93	12	10	87	12	1
Porquerolles	58	90	47	7	60	38	2	59	86	27	10	75	24	2	61	90	15	10	85	15	0
Bagaud	89	92	51	12	45	51	4	71	89	17	13	80	20	0	54	85	30	13	72	28	0

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur le régime alimentaire aux trois périodes étudiées et sur les paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies (Figure 1.2.) expliquent 75,59 % de la variance totale, l'axe 1 et l'axe 2 expliquant respectivement 50,72 % et 24,87 % de la variance totale. Les variables qui contribuent le plus à l'axe 1 sont 1.HA ($CA_{1.HA} = 15,92 \%$) du côté positif et 3.HA ($CA_{3.HA} = 17,21 \%$) du côté négatif. Les variables qui contribuent le plus à l'axe 2 sont $Dist_{min}$ ($CA_{Distmin} = 21,23 \%$) du côté négatif, et D_{20} ($CA_{D20} = 21,19 \%$) et D_{40} ($CA_{D40} = 19,91 \%$) du côté positif. Ainsi, l'axe 1 peut être interprété comme un gradient de diversité alimentaire et l'axe 2 comme un gradient d'accessibilité aux décharges.

Sur le plan factoriel des variables (Figure 1.2.a), D est corrélé avec 1.HA, alors que T et M sont fortement corrélés avec 2.HA et 3.HA. Toutes ces dernières variables sont du côté négatif de l'axe 2 (faible accessibilité aux décharges). De plus, une nette opposition existe entre T et M d'une part (côté négatif de l'axe 1) et 1.HA d'autre part (côté positif de l'axe 1).

Sur le plan factoriel des relevés (Figure 1.2.b), les colonies sont distribuées le long de l'axe 1 selon la modification des caractéristiques de leur régime alimentaire au fur et à mesure que la saison de reproduction avance, et selon l'axe 2 selon leur accessibilité aux décharges. Toutes les colonies, à l'exception de celle de l'île Plane, montrent une modification des caractéristiques de leur régime alimentaire depuis un régime alimentaire diversifié avec l'utilisation de plusieurs habitats d'alimentation (côté négatif de l'axe 1) vers un régime alimentaire utilisant un seul habitat d'alimentation (côté positif de l'axe 1).

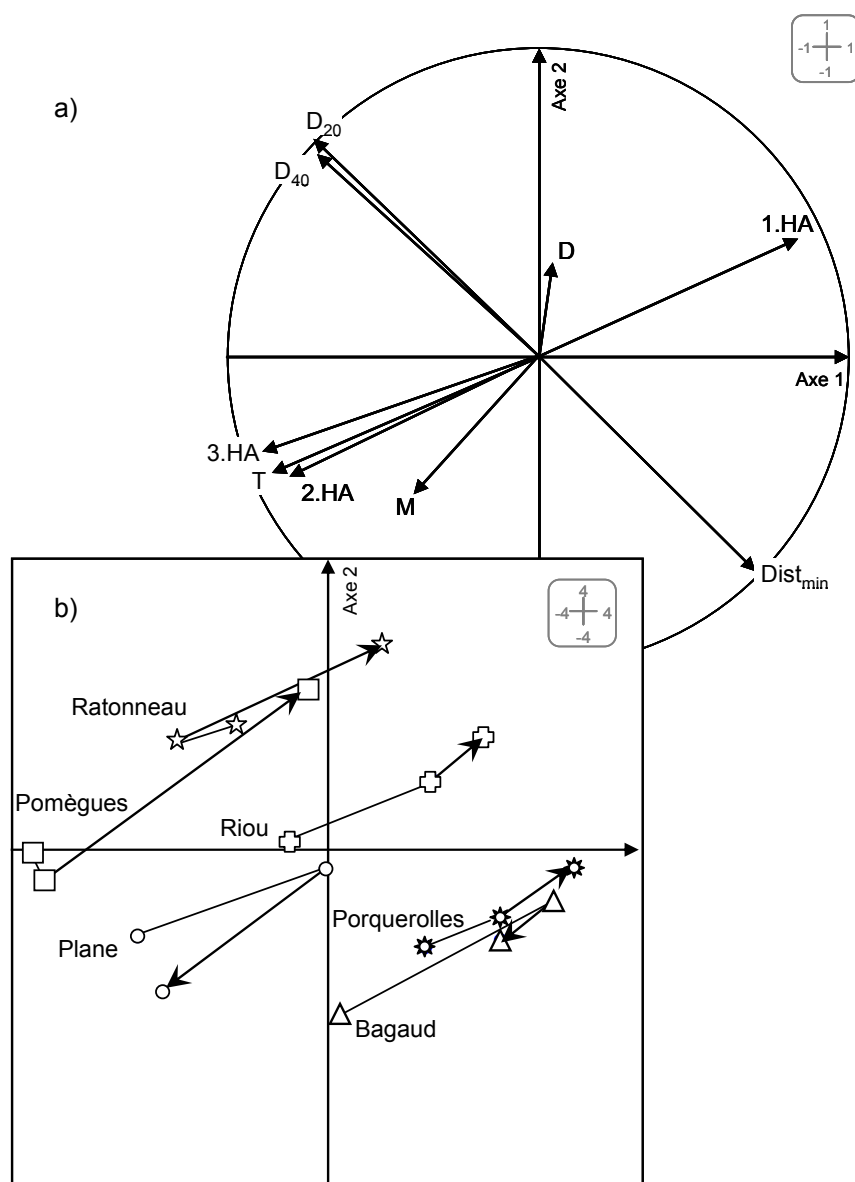


Figure 1.2. Plan factoriel de l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire à trois périodes de la saison de reproduction et des paramètres d'accessibilité aux décharges pour les six colonies étudiées. L'axe 1 explique 53,95 % et l'axe 2 explique 23,55 % de la variance totale. a) Plan des variables sur les deux premiers axes. b) Plan des relevés sur les deux premiers axes, les flèches connectent les relevés (colonies) aux trois périodes, les flèches débutent à la 1ère période et se terminent à la 3ème période. Régime alimentaire: Type d'habitats d'alimentation: Décharges D, autres habitats Terrestres T, habitat Marin M. Nombre d'habitats d'alimentation: 1 Habitat d'Alimentation 1.HA, 2 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement 2.HA, 3 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement 3.HA. Paramètres d'accessibilité aux décharges: Dist_{min}: distance entre une colonie et la décharge la plus proche, D₂₀ et D₄₀: nombre de décharges dans un rayon de 20 km et 40 km autour de chaque colonie.

Selon l'analyse Log-linéaire, les patrons d'associations entre le régime alimentaire (type et nombre d'habitats d'alimentation utilisés) et les colonies sont significativement différents entre les trois périodes étudiées ($\chi^2_{34} = 86,51$, $p < 0,0001$; $\chi^2_{34} = 135,45$, $p < 0,0001$ respectivement). Selon les résidus normalisés (Tableau 1.4.), les combinaisons de variables qui déterminent ces différences entre les trois périodes de la saison de reproduction sont principalement : les fréquences de T, qui sont significativement supérieures pour deux colonies durant la 1^{ère} période et significativement inférieures pour trois colonies durant la 3^{ème} période (Figure 1.3.) ; les fréquences de 2.HA, qui sont significativement supérieures pour quatre colonies durant la 1^{ère} période et significativement inférieures pour trois colonies durant la 2^{ème} période ; et pour trois colonies durant la 3^{ème} période (Figure 1.4.) ; et enfin les fréquences de 1.HA, qui sont significativement inférieures pour deux colonies durant la 1^{ère} période et significativement supérieures pour deux colonies durant la 2^{ème} et la 3^{ème} période.

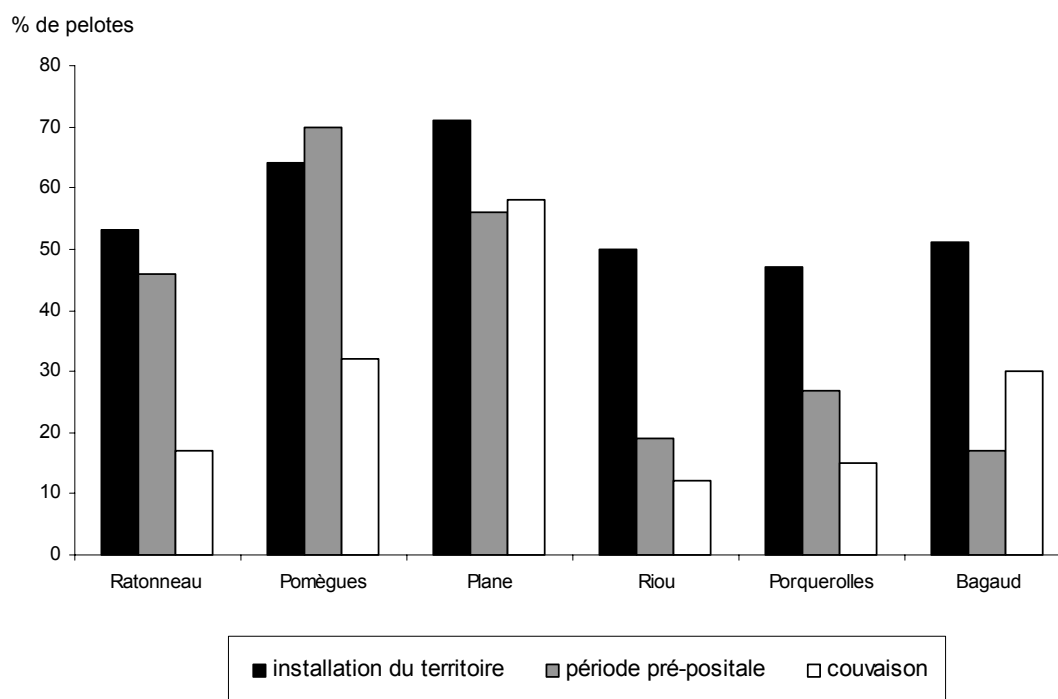


Figure 1.3. Représentation de la proportion des **habitats d'alimentation terrestres** dans le régime alimentaire des Goélands leucophées de six colonies Méditerranéennes Françaises à trois périodes de la saison de reproduction (en % de pelotes).

Tableau 1.4. Résidus normalisés de l'analyse Log-linéaire du régime alimentaire à trois périodes de la saison de reproduction. D: habitat d'alimentation type Décharge, T: autres habitats d'alimentation Terrestres, M: habitat d'alimentation Marin, 1.HA: un Habitat d'Alimentation utilisé, 2.HA: deux Habitats d'Alimentation utilisés conjointement, 3.HA: trois Habitats d'Alimentation utilisés conjointement.

Colonie	Installation du territoire (décembre 2000)						Période pré-positale (février 2001)						Couvaion (avril 2001)					
	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA	D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA
Ratonneau	-2,43 *	0,18	-1,24	-1,43	-0,14	-0,36	1,51	1,66	0,60	-0,83	2,02 *	1,31	1,33	-1,97 *	0,86	2,38 *	-1,89	-0,93
Pomègues	-0,07	0,55	0,19	-1,76	2,02 *	0,77	-0,86	1,26	0,86	-0,93	-0,03	0,69	0,99	-1,98 *	-1,13	2,83 **	-2,14 *	-1,53
Plane	0,80	0,44	-1,21	-2,11 *	2,71 **	0,09	-0,94	-0,72	-0,99	2,03 *	-2,23 *	-1,00	0,03	0,22	2,50 *	0,23	-0,66	0,91
Riou	-0,75	3,00 **	-1,21	-2,07 *	3,73 ***	0,08	-0,40	-1,46	0,94	0,61	-2,03 *	0,29	1,32	-2,06 *	0,47	1,62	-1,97 *	-0,38
Porquerolles	-1,54	1,23	-1,22	-1,85	1,34	0,20	0,26	-0,04	0,98	0,31	-0,11	0,36	1,59	-1,43	0,43	1,68	-1,34	-0,57
Bagaud	0,47	2,75 **	-0,03	-1,37	3,42 ***	1,76	0,45	-2,22 *	0,21	2,02 *	-1,97 *	-0,95	-1,04	-0,97	-0,18	-0,56	-1,69	-0,93

* $p \leq 0,05$

** $p \leq 0,01$

*** $p \leq 0,001$

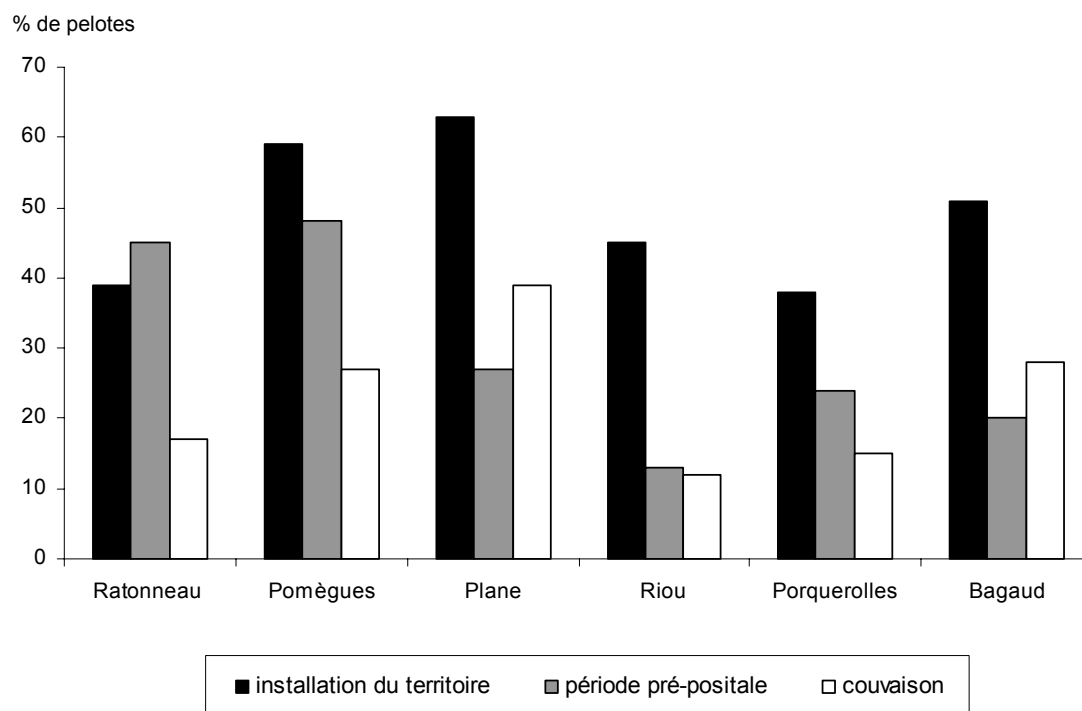


Figure 1.4. Représentation de la proportion de **deux habitats d'alimentation** utilisés conjointement dans le régime alimentaire des Goélands leucophées de six colonies Méditerranéennes Françaises à trois périodes de la saison de reproduction (en % de pelotes).

Comme nous l'avons précédemment mis en évidence, les goélands de chacune des colonies s'alimentent principalement sur les décharges et complètent leur alimentation par l'utilisation d'un deuxième habitat d'alimentation tout au long de la saison de reproduction. En dépit de ces patrons d'alimentation globalement similaires pour les six colonies, l'ACP montre qu'à la fois la distribution des colonies sur le plan factoriel et les changements dans les caractéristiques du régime alimentaire des colonies au fur et à mesure que la saison de reproduction avance sont corrélés avec l'accessibilité aux décharges. Les caractéristiques du régime alimentaire des six colonies se différencient par le type et par le nombre d'habitats d'alimentation utilisés conjointement. L'accessibilité aux décharges influence le régime alimentaire des goélands des différentes colonies, qui consécutivement exploitent une niche trophique de largeur variable tout au long de l'année mais en utilisant toujours les décharges comme habitat principal d'alimentation (Bosch *et al.* 1994, III.1.1.).

Le régime alimentaire des goélands de chacune des six colonies s'est avéré être significativement différent entre les différentes périodes du cycle de reproduction (installation du territoire, période pré-positale et couvaison). Ceci se traduit par des modifications du nombre d'habitats d'alimentation utilisés. Au cours de la période d'installation du territoire le régime alimentaire est diversifié avec l'utilisation prédominante de deux habitats d'alimentation et une fréquence d'utilisation supérieure des habitats terrestres, alors que durant la période de couvaison le régime alimentaire est faiblement diversifié et fortement centré sur l'utilisation d'un seul habitat d'alimentation, les décharges. En particulier, nous avons observé une nette baisse dans la proportion de restes alimentaires provenant des habitats terrestres (agricoles ou naturels) au fur et à mesure que la saison de reproduction avance, bien que nous ne puissions exclure que cette baisse résulte également des changements saisonniers de la disponibilité alimentaire offerte par les habitats terrestres. En effet, en Bretagne Pons (1992*a, b*) a montré que les goélands s'alimentent principalement sur les habitats terrestres au moment des labours (ont lieu principalement en hiver dans notre zone d'étude). Cependant, Pierotti & Annett (1991) ont démontré que, durant la saison de reproduction, ce sont les différentes exigences en nutriments et en énergie qui déterminent le choix alimentaire des goélands. Pour les Goélands d'Audubon et argentés le choix alimentaire au cours des périodes pré-positale et de couvaison est influencé par des besoins nutritionnels spécifiques ainsi que par les contraintes écologiques imposées par la localisation du site de reproduction et l'optimisation des apports énergétiques (e.g. Pierotti & Annett 1990). L'orientation progressive du régime alimentaire des Goélands vers un régime alimentaire de plus en plus centré sur les ressources offertes par les décharges pourrait être la conséquence des exigences de la reproduction puisque les décharges fournissent une ressource alimentaire prédictible dans le temps et dans l'espace et abondante tout au long de l'année, ne nécessitant pas de technique spécifique pour la prise alimentaire, et minimisant l'énergie et le temps accordé à la recherche alimentaire (e.g. Burger & Gochfeld 1983, Belant *et al.* 1993).

Il est intéressant de noter que les modifications du régime alimentaire se produisent d'autant plus tôt au cours de la saison de reproduction et d'autant plus nettement que la colonie est localisée loin des décharges. Les goélands installés sur les îles les plus éloignées

modifient leur régime alimentaire au cours de la période pré-positale, alors que pour les goélands installés sur les îles les plus proches des décharges les modifications arrivent plus tard, au cours de la période de couvain. Ainsi, en réponse à l'augmentation des contraintes énergétiques des périodes de la reproduction (e.g. Pierotti & Annett 1991) les Goélands leucophées semblent modifier leur régime alimentaire selon l'accessibilité de leur colonie aux décharges. Les colonies les plus éloignées des décharges sont également éloignées du continent et de ses ressources terrestres, aussi les goélands installés sur ces îles semblent optimiser leurs voyages de recherche alimentaire en les concentrant sur les décharges plutôt que sur des sources d'alimentation incertaines et dispersées. Le fait que les modifications dans le régime alimentaire se produisent en premier lieu pour les colonies ayant une faible accessibilité aux décharges illustre le haut degré de préférence des Goélands leucophées envers les décharges.

III.2. Régime alimentaire des poussins

Le régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées des six colonies déjà suivies pour le régime alimentaire des adultes a également été étudié. Pour cette étude, les poussins ont été forcés à régurgiter ce qui permet de déterminer le régime alimentaire par l'analyse des régurgitats qui est la méthode la moins biaisée (Gonzalez-Solis *et al.* 1997*b*).

Nous avons déterminé le pourcentage de régurgitats provenant de chacun des habitats d'alimentation utilisés (Tableau 1.5.). Pour trois des six colonies (Ratonneau, Pomègues et Plane), D est l'habitat d'alimentation le plus fréquent (identifié dans 59 % à 83 % des régurgitats), suivi par T (identifié dans 52 % à 60 % des régurgitats), alors que pour la colonie de Porquerolles, D et T ont la même fréquence d'occurrence (identifiés dans 70 % des régurgitats). Enfin, pour les colonies de Riou et de Bagaud, T est l'habitat le plus fréquemment utilisé (identifié dans respectivement 76 % et 94 % des régurgitats) suivi par D (identifié dans respectivement 34 % et 54 % des régurgitats). Par contre, M est systématiquement l'habitat d'alimentation le moins utilisé pour les six colonies (identifié dans 7 % à 27 % des régurgitats). Malgré ces différences de patrons d'alimentation, la

distribution des fréquences du type d'habitat d'alimentation utilisé n'est pas significativement différente entre les colonies ($\chi^2_{10} = 13,35$, N.S.).

Tableau 1.5. Régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées de six colonies provençales (% de régurgitats). D: habitat d'alimentation de type Décharges, T: autres habitats d'alimentation Terrestres, M: habitat d'alimentation Marin, 1.HA: un Habitat d'Alimentation, 2.HA: 2 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement, 3.HA: 3 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement.

Colonie	nb régurgitats	Type d'Habitat d'Alimentation			Nombre d'Habitats d'Alimentation		
		D	T	M	1.HA	2.HA	3.HA
Ratonneau	30	70	60	13	60	37	3
Pomègues	29	83	52	14	52	48	0
Plane	29	59	55	7	79	21	0
Riou	29	34	76	21	69	31	0
Porquerolles	33	70	70	27	33	67	0
Bagaud	35	54	94	20	36	64	0

Le régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées est dominé par les restes provenant des décharges ou du milieu terrestre selon les colonies considérées, les ressources marines ne sont que rarement utilisées. Pourtant, les ressources marines sont généralement reconnues pour répondre idéalement aux besoins spécifiques des poussins durant leur croissance (Annett & Pierotti 1989, Pierotti & Annett 1991, Bertellotti & Yorio 1999). La faible variété de ressources alimentaires disponibles dans notre zone d'étude est accentuée par le fait que pendant la phase d'élevage des jeunes les goélands sont restreints à une zone de prospection proche. De plus, certaines études réalisées au cours de la saison de reproduction sur des populations atlantiques de goélands ont souligné l'importance des décharges comme habitat d'alimentation, fournissant des ressources alimentaires fortement énergétiques, prédictibles à la fois dans le temps et dans l'espace (Sibly & McCleery 1983a, Pons & Migot 1995). Il est probable qu'en s'alimentant sur les décharges les Goélands leucophées optimisent leur trajet de recherche alimentaire et minimisent leur durée d'absence auprès de leurs poussins, ceci afin de limiter les risques de prédation par les

congénères et de garantir l'apport alimentaire nécessaire pour la croissance de leurs poussins, aussi bien en terme de qualité que de quantité (Pons 1994, Bukacinska *et al.* 1996).

D'autre part nous avons déterminé le nombre d'habitats d'alimentation utilisés conjointement dans chaque régurgitat (Tableau 1.5.). 1.HA est le plus fréquemment identifié dans les régurgitats provenant des quatre colonies les plus à l'ouest (Ratonneau, Pomègues, Plane et Riou) avec 52 % à 79 % des régurgitats, alors que pour les deux colonies situées à l'est de notre zone d'étude (Porquerolles et Bagaud), 2.HA sont le plus fréquemment identifiés dans les régurgitats (64 % à 67 %). 3.HA n'est identifié que dans un nombre très restreint de régurgitats (3 %) pour la seule colonie de Ratonneau. Du fait de sa faible représentativité 3.HA n'a pas été pris en compte dans les analyses statistiques (χ^2 et ACP). La distribution de fréquence du nombre d'habitats d'alimentation utilisés simultanément identifiés dans les régurgitats est significativement différente entre les colonies ($\chi^2_5=30,55$, $p = 0,0007$).

La forte accessibilité en décharges à l'ouest de notre zone d'étude positionne ces zones d'alimentation comme les plus favorables (nourriture prévisible, abondante et à proximité des colonies) pour l'espèce. Ainsi, il est probable que les goélands viennent chercher leur nourriture principalement sur les décharges, et qu'ils n'utilisent les autres habitats d'alimentation que lorsqu'ils sont contraint à le faire, comme c'est le cas lorsque la distance séparant leur colonie des décharges est trop importante (Smith & Carlile 1993). En effet, le régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées des six colonies se différencie essentiellement par le nombre d'habitats d'alimentation utilisés conjointement. Dans le cas d'une forte accessibilité aux décharges (c'est-à-dire pour les quatre colonies perimarseillaises) la majorité des régurgitats de poussins est constituée d'aliments provenant d'un seul habitat d'alimentation, alors que pour les colonies ayant une faible accessibilité aux décharges (colonies des îles d'Hyères) la majorité des régurgitats est constituée d'aliments provenant de deux habitats d'alimentation. Pour les espèces de grands goélands connus pour s'alimenter sur les décharges la plupart des études ont montré l'utilisation prédominante d'un seul habitat d'alimentation (Welham 1987, Hillström *et al.* 1994, Bertellotti & Yorio

1999), alors que d'autres études ont montré l'utilisation prédominante de deux habitats d'alimentation (Annett & Pierotti 1989, Brown & Ewins 1996).

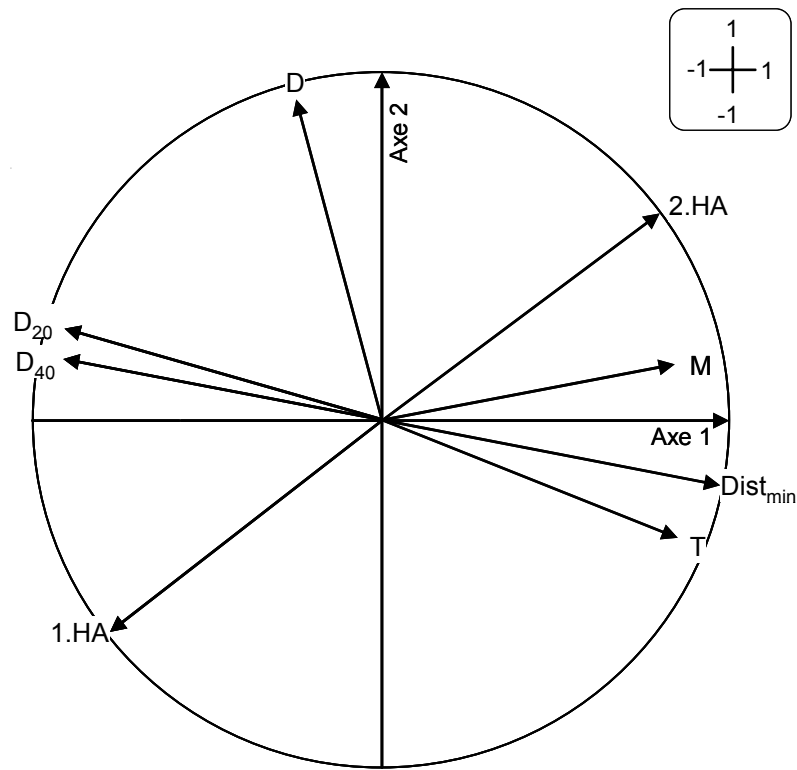


Figure 1.5. Plan factoriel de l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire des poussins et les paramètres d'accessibilité aux décharges pour les six colonies étudiées. L'axe 1 explique 66 % et l'axe 2 explique 23 % de la variance totale. Régime alimentaire: Type d'habitat d'alimentation: Décharges (D), autres habitats Terrestres (T), habitat Marin (M). Nombre d'habitats d'alimentation: 1 Habitat d'Alimentation (1.HA), 2 Habitats d'Alimentation utilisés conjointement (2.HA). Paramètres d'accessibilité aux décharges: distance entre la colonie et la décharge la plus proche ($Dist_{min}$), nombre de décharges dans un rayon de 20 km et de 40 km autour de chaque colonie (D_{20} et D_{40}).

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur le régime alimentaire et les paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies (Figure 1.5.) expliquent 89 % de la variance totale, l'axe 1 et l'axe 2 expliquant respectivement 66 % et 23 % de la variance totale. Les variables qui contribuent le plus à l'axe 1 sont D_{40} ($CA_{D40} = 16\%$) du côté positif et $Dist_{min}$ ($CA_{Dist_{min}} = 16,96\%$) du côté négatif. Ainsi, l'axe 1 peut être interprété comme un gradient

d'accessibilité aux décharges des colonies. Du côté positif de l'axe 1 (faible accessibilité aux décharges), $Dist_{min}$ est fortement corrélée avec T et M. De plus, T et M sont corrélés avec 2.HA. Du côté négatif de l'axe 1 les patrons de corrélations sont moins clairs, même s'il apparaît qu'une forte accessibilité aux décharges (fort D_{40} , faible $Dist_{min}$) est associée avec la prédominance de l'utilisation d'un seul habitat d'alimentation (1.HA). Par contre, D n'apparaît pas comme étant corrélé avec l'accessibilité aux décharges des colonies.

Nos résultats soulignent l'influence de l'accessibilité aux décharges des colonies sur les caractéristiques du régime alimentaire des poussins de Goélands leucophées, aussi bien au niveau du nombre d'habitats d'alimentation utilisés que du type d'habitat d'alimentation utilisé de façon prédominante (Smith & Carlile 1993, Bosch *et al.* 1994, III.1.). Ainsi, la proportion d'aliments provenant de l'habitat terrestre dans le régime alimentaire des poussins, et par voie de conséquence la diversification du régime alimentaire, augmente avec la distance aux décharges. Cette diversification du régime alimentaire des poussins peut être expliquée par deux hypothèses : i) une faible accessibilité aux décharges contraint les goélands à compléter leur régime alimentaire basé sur l'utilisation des décharges avec la prospection d'autres habitats d'alimentation (Sibly & McCleery 1983*b*) ; ii) les poussins étant nourris par leurs deux parents, la diversification du régime alimentaire traduit un nourrissage par des parents s'alimentant sur des habitats d'alimentation différents. En effet, les décharges sont des sites d'alimentation où la compétition est forte ce qui implique que les femelles et les juvéniles peuvent être exclus de la zone d'alimentation primaire contenant la nourriture de meilleure qualité (Monaghan 1980, Greig *et al.* 1985, Pons 1994). Ainsi, la présence des deux habitats d'alimentation, décharges et milieu terrestre, pourrait être la résultante de l'alimentation des mâles sur les décharges et des femelles sur les autres habitats terrestres. Pour valider cette hypothèse il faudrait s'assurer que les deux parents reviennent nourrir leur(s) poussin(s) dans un laps de temps assez proche étant donné que les poussins ne sont en mesure de régurgiter que pendant une courte période après leur nourrissage (Pons 1992*a*). Cette condition semble difficile à remplir dans la mesure où, d'une part les deux types de sites d'alimentation sont souvent géographiquement distants, et d'autre part cela signifie que chaque habitat d'alimentation doit pouvoir être utilisé et fournir de la

nourriture à différents moments de la journée. Or, les aliments provenant des habitats terrestres sont le plus souvent disponibles pendant les premières heures du jour alors que sur les décharges la nourriture est accessible tout au long de la journée, de l'ouverture du site au recouvrement de terre en fin d'après-midi (Sibly & McCleery 1983*a*). En tenant compte de cette réflexion, nos résultats semblent plutôt illustrer la plasticité écologique et l'opportunisme alimentaire des Goélands leucophées (e.g. Bosh *et al.* 1994, Oro & Martinez-Vilalta 1994) et correspondent aux conclusions de l'étude de Sibly & McCleery (1983*b*) qui ont montré que les goélands utilisent tous les habitats d'alimentation disponibles.

III.3. Comparaison entre le régime alimentaire des adultes et des poussins

Seules quelques études se sont intéressées à la comparaison entre le régime alimentaire des adultes et des poussins de goélands connus pour s'alimenter sur les décharges. Ces études ont mis en évidence que le régime alimentaire est globalement similaire entre les goélands adultes et les poussins (Mudge & Ferns 1982, Welham 1987, Fox *et al.* 1990, Bertellotti & Yorio 1999). D'autre part, de nombreuses études du régime alimentaire des goélands, notamment les Goélands leucophées, se sont en réalité basées sur l'analyse des régurgitats de poussins afin de déterminer le régime alimentaire de l'espèce (Fasola *et al.* 1989, Bosch *et al.* 1994, Gonzalez-Solis *et al.* 1997*c*, Bosch *et al.* 2000). En nous basant sur ces études, nous avons considéré que le régime alimentaire des adultes pendant la phase d'élevage des jeunes correspondait au régime alimentaire des poussins que nous venons de voir en détail. De cette façon, nous avons cherché à savoir si les Goélands leucophées adultes i) modifient la stratégie alimentaire qu'ils avaient mis en place au cours des premières phases de la saison de reproduction (III.1.) et ii) si toutes les colonies suivent un schéma similaire comme cela a été le cas jusqu'à la couvaison.

Ainsi, nous avons refait l'ACP sur le régime alimentaire des adultes aux trois périodes de reproduction étudiées et les paramètres d'accessibilité aux décharges des colonies en incorporant les données de régime alimentaire des poussins en points supplémentaires (Figure 1.6.). Le plan factoriel des variables est le même que celui de l'ACP

réalisée pour le régime alimentaire des adultes, les deux premiers axes de l'ACP expliquent donc 75,59 % de la variance totale (Figure 1.2.a). De même les axes 1 et 2 ont la même signification : l'axe 1 exprime le gradient de diversité alimentaire et l'axe 2 le gradient d'accessibilité aux décharges.

Sur le plan factoriel des relevés (Figure 1.6.), les colonies sont distribuées le long de l'axe 1 selon la modification des caractéristiques de leur régime alimentaire au fur et à mesure que la saison de reproduction avance, et selon l'axe 2 selon leur accessibilité aux décharges. Toutes les colonies, à l'exception de celle de Plane, montrent une modification des caractéristiques de leur régime alimentaire depuis un régime alimentaire centré sur l'utilisation d'un seul habitat d'alimentation au moment de la couvaison (côté positif de l'axe 1) vers un régime alimentaire plus diversifié avec l'utilisation de plusieurs habitats d'alimentation (côté négatif de l'axe 1).

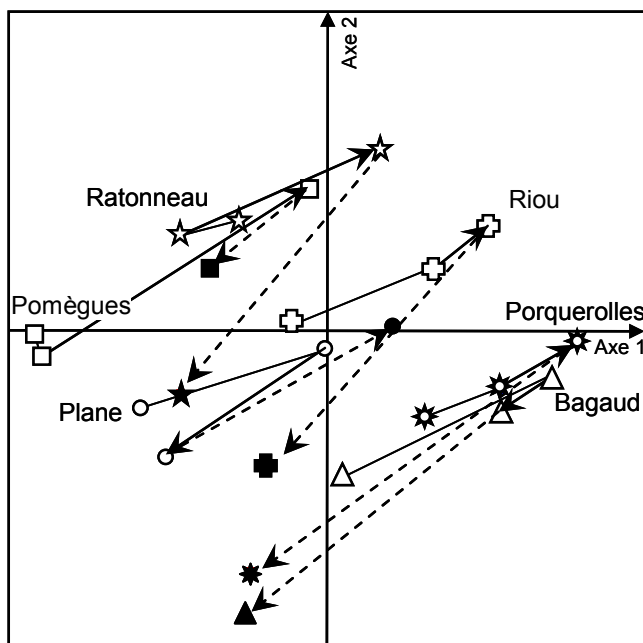


Figure 1.6 . Plan factoriel des relevés de l'ACP réalisée sur les caractéristiques du régime alimentaire des adultes à trois périodes de la saison de reproduction et les paramètres d'accessibilité aux décharges pour les six colonies étudiées (6 symboles), les symboles pleins sont les points supplémentaires qui correspondent au régime alimentaire des poussins. L'axe 1 explique 50,72 % et l'axe 2 explique 24,87 % de la variance totale. Les flèches continues connectent les relevés (colonies) aux trois périodes, elles débutent à la 1ère période (décembre 2000) et se terminent à la 3ème période (avril 2001). Les flèches en pointillés connectent les relevés entre la période de couvaison (3ème période) et la phase d'élevage des jeunes.

Dans cette étude, les goélands ne modifient pas leur régime alimentaire vers les poissons et les ressources côtières comme cela a été démontré ailleurs (Pierotti & Annett 1991, Oro *et al.* 1995, Gonzalez-Solis *et al.* 1997*b*), mais envers les décharges. Ce résultat s'observe aussi bien pour les adultes (III.1.) que pour les poussins (III.2.) alors que les ressources marines sont reconnues comme celles étant de la meilleure qualité aussi bien pour les adultes en période pré-positale que pour les poussins dans la mesure où elle semblent permettre un bon succès de la reproduction des adultes s'alimentant principalement sur ce type de ressources ainsi qu'une bonne croissance des poussins (e.g. Pierotti & Annett 1990, 1991). Il est intéressant de noter que le régime alimentaire des goélands évolue au cours du cycle de reproduction (de l'installation du territoire à l'élevage des jeunes), ainsi le régime alimentaire au départ assez diversifié s'est peu à peu centré sur l'utilisation des décharges (couvaion) puis les adultes ont adopté à nouveau un régime alimentaire plus diversifié pour nourrir leurs poussins, avec notamment une utilisation plus importante des milieux terrestres (Schmutz & Hobson 1998). Bien que le changement du régime alimentaire au sein de chaque colonie soit influencé par la disponibilité en décharges, celui-ci se fait suivant un schéma similaire pour chacune d'entre-elles. En règle générale, les ressources marines ne sont que très faiblement utilisées par les goélands installés sur les îles provençales tout au long du cycle de reproduction. Ceci peut être dû à la très faible activité de pêche industrielle sur le littoral provençal, probablement renforcé par le fait que la mer Méditerranée est une mer quasie fermée avec une faible productivité et sans cycles tidaux (donc sans ressources tidales) (Sol *et al.* 1995).

Dans ce chapitre, nous avons montré que les Goélands leucophées adultes de ces colonies présentent un régime alimentaire préférentiellement axé sur l'utilisation des décharges pour toutes les colonies, alors que les milieux terrestres et marins sont faiblement utilisés, et présentent des variations saisonnières certainement liées aux besoins nutritionnels spécifiques des différentes phases de la saison de reproduction et notamment la période pré-positale et l'élevage des poussins. La modification du régime alimentaire est fortement influencée par l'accessibilité en décharges des adultes qui se traduit notamment par un changement plus rapide du régime alimentaire des adultes ayant la disponibilité en

décharges la moins forte. Le paramètre le plus sensible aux exigences nutritionnelles de la reproduction est la proportion d'éléments provenant de l'habitat d'alimentation terrestre dans le régime alimentaire des adultes, le milieu marin étant toujours utilisé de façon minoritaire. Au vu de ces résultats nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'influence de l'accessibilité en décharges des adultes sur la distribution spatiale des colonies et leur dynamique démographique dans un premier temps (Chapitre 2), puis sur les paramètres démographiques des principales colonies (Chapitre 3).

IV. Références

A

- Annett, C. & Pierotti, R. 1989. Chick hatching as a trigger for dietary switching in the Western gull. *Colonial Waterbirds* **12**(1): 4-11.

B

- Belant, J.L., Seamans, T.W., Gabrey, S.W. & Ickes, S.K. 1993. Importance of landfills to nesting Herring Gulls. *The Condor*, **95**: 817-830.
- Bertellotti, M. & Yorio, P. 1999. Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp gull in Patagonia. *The Condor*, **101**: 790-798.
- Bishop, Y.M.M., Fienberg S.E. & Holland, P.W. 1975. *Discrete multivariate analysis*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Blokpoel, H. & Scharf, W.C. 1991. *The Ring-billed Gull in the great lakes of North America*. Acta Congressus Internationalis Ornithologici, Christchurch, Nouvelle-Zélande: 2372-2377.
- Bolton, M. 1991. Determinants of chick survival in the Lesser black-backed Gull: relative contributions of egg size and parental quality. *Journal of Animal Ecology*, **60**: 949-960.
- Bosch, M., Oro, D. & Ruiz, X. 1994. Dependence of Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two Western Mediterranean colonies. *Avocetta* **18**: 135-139.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F.J & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 369-385.
- Brousseau, P., Lefebvre, J. & Giroux, J-F. 1996. Diet of Ring-billed Gull chicks in urban and non-urban colonies in Quebec. *Colonial Waterbirds*, **19**: 22-30.
- Brown, K.M. & Ewins, P.J. 1996. Technique-dependent biases in determination of diet composition: an example with Ring-billed gulls. *The Condor*, **98**: 34-41.
- Bukacinska, M., Bukacinski, D. & Spaans, A.L. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *The Auk*, **113**: 300-309.
- Burger, J. & Gocheld, D. 1983. Behavior of nine avian species at a Florida garbage dump. *Colonial Waterbirds*, **6**: 54-63.

C

- Chudzik, J.M., Graham, K.D. & Morris, R.D. 1994. Comparative breeding success and diet of Ring-billed and Herring Gulls on south limestone islands, Georgian bay. *Colonial Waterbirds*, **17**: 18-27.

D

- Dolbeer, R.A. 1990. Ornithology and integrated pest management: red-winged Blackbirds *Agelaius phoeniceus* and corn. *Ibis*, **132**: 309-322.
- Dosch, J.J. 1997. Diet of nestling Laughing gulls in Southern New Jersey. *Colonial Waterbirds* **20**(2): 273-281.

E

- Ewins, P.J., Weseloh, D.V., Groom, J.H., Dobos, R.Z. & Mineau, P. 1994. The diet of Herring Gulls (*Larus argentatus*) during winter and early spring on the lower Great Lakes. *Hydrobiologia*, **279/280**: 39-55.

F

- Fasola, M., Bogliani, G., Saino, N. & Canova, L. 1989. Foraging, feeding and time-activity niches of eight species of breeding seabirds in the coastal wetlands of the Adriatic sea. *Bolletino Zoologia*, **56**: 61-72.
- Fox, G.A., Allan, L.J., Weseloh, D.V. & Mineau, P. 1990. The diet of Herring Gulls during the nesting period in Canadian waters of the Great Lakes. *Canadian Journal of Zoology*, **68**: 1075-1085.

G

- Garthe, S., Camphuysen, K.C.J. & Furness, R.W. 1996. Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, **136**: 1-11.
- Gonzalez-Solis, J., Ruiz, X. & Jover, L. 1997a. Influence of food availability on interactions between *Larus cachinnans* and *L. audouinii*. *Canadian Journal of Zoology*, **75**: 719-724.
- Gonzalez-Solis, J., Oro, D., Pedrocchi, V., Jover, L. & Ruiz, X. 1997b. Bias associated with diet sampled in Audouin's Gulls. *The Condor*, **99**: 773-779.
- Gonzalez-Solis, J., Oro, D., Pedrocchi, V., Jover, L. & Ruiz, X. 1997c. Trophic niche width and overlap of two sympatric gulls in the southwestern mediterranean. *Oecologia*, **112**: 75-80.
- Gonzalez-Solis, J. 2003. Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between Yellow-legged and Audouin's Gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Scientia Marina*, **67**(suppl. 2): 83-88.
- Goutner, V. 1994. The diet of Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*) chicks at fledging. *Journal für Ornithologie*, **135**: 193-201.
- Greig, S.A., J.C. Coulson & P. Monaghan. 1986. A comparison of foraging at refuse tips by three species of gull (Laridae). *Journal of Zoology*, London (A) **210**: 459-472.

H

- Hario, M. 1990. Breeding failure and feeding conditions of Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus* in the Gulf of Finland. *Ornis Fennica*, **67**: 113-129.
- Hess, C. 1997. Stomach flushing: sampling the diet of Red-cockaded woodpeckers. *Wilson Bulletin*, **109**(3): 535-539.
- Hillström, L., Kilpi, M. & Lindström, K. 1994. Diet of Herring Gulls *Larus argentatus* during chick rearing in the Gulf of Finland. *Ornis Fennica*, **71**: 95-101.
- Hiom, L., Bolton, M., Monaghan, P. & Worrall, D. 1991. Experimental evidence for food limitation of egg production in gulls. *Ornis Scandinavica*, **22**: 94-97.
- Hunt, G.L. Jr. 1972. Influence of food distribution and human disturbance on the reproductive success of Herring Gulls. *Ecology*, **53**: 1051-1061.

I

- Isenmann, P. 1976. Contribution à l'étude de la biologie de la reproduction et de l'écologie du Goéland argenté à pieds jaunes (*Larus argentatus michahellis*) en Camargue. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, **30**: 551-563.

J

- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.F.J. & Van Tongeren, O.F.R. 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*, PUDOC (ed.), Wageningen, 299 pp.

L

Launay, G. 1985. Nouvelles données sur le biologie du Goélants leucophées *Larus cachinnans michahellis* dans le midi de la France in Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse. Annales du C.R.O.P. n°2, Aix-en-Provence, 84 pp.

M

MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. 1966. On optimal use of patchy environment. *American Naturalist*, **100**: 603-609.

Migot, P. 1992. Demographic changes in French Herring Gull *Larus argentatus* population modelling approach and hypotheses concerning the regulation of numbers. *Ardea*, **80**: 161-169.

Mudge, G.P. & Ferns, P.N. 1982. The feeding ecology of five species of gulls (Aves: Larini) in the inner Bristol Channel. *Journal of zoology*, London, **197**: 497-510.

Munilla, I. 1997. Henslow's swimming crab (*Polydora henslowii*) as an important food for Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) in NW Spain. *ICES Journal of Marine Science*, **54**: 631-634.

N

Nogales, M., Zonfrillo, B. & P. Monaghan. 1995. Diets of adult and chick Herring Gulls *Larus argentatus argenteus* on Ailsa Craig, south-west Scotland. *Seabird*, **17**: 56-63.

O

OFIMER 2000. *Bilan annuel 2000, Données de commercialisation sous criées*. Unpublished report, 62 pp.

Oro, D. & Martinez-Vilalta, A. 1994. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates upon a colony of Audouin's Gull (*Larus audouinii*) by Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) in Spain. *Colonial Waterbirds*, **17**: 35-41.

Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.

Oro, D., Pradel, R. & Lebreton, J-D. 1999. Food availability and nest predation influence life history traits in Audouin's Gull, *Larus audouinii*. *Oecologia*, **118**: 438-445.

P

Pierotti, R. & Annett, C.A. 1990. Diet and reproductive output in seabirds. Food choices by individuals, free-living animals can affect survival of offspring. *Bioscience*, **40**: 568-574.

Pierotti, R. & Annett, C.A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**: 319-328.

Pons, J.M. 1992a. *Biologie de population du Goéland argenté Larus argentatus et ressources alimentaires d'origine humaine. Cas de la colonie de Trébéron et de la décharge de Brest*. Thèse doctorat ès-sciences. Université Paris XI, Orsay.

Pons, J.M. 1992b. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, **80**: 143-150.

Pons, J.M. 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethology Ecology & Evolution*, **6**: 1-12.

R

Richards, S.A. & Wilson, W.G. 2000. Adaptive feeding across environmental gradients and its effects on population dynamics. *Theor. Pop. Biol.*, **57**: 377-390.

Ruiz, X., Oro, D., Martinez-Vilalta, A. & Jover, L. 1996. Feeding ecology of Audouin's Gulls (*Larus audouinii*) in the Ebro delta. *Colonial Waterbirds*, **19**: 68-74.

S

- Salathé, T. 1983. La prédation du Flamant rose *Phoenicopterus ruber roseus* par le Goéland leucophée *Larus cachinnans* en Camargue. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, **37**: 87-115.
- Schmutz, J.A. & Hobson, K.A. 1998. Geographical, temporal and age-specific variation in diets of Glaucous Gulls in western Alaska. *The Condor*, **100**: 119-130.
- Sibly, R.M. & McCleery, R.H. 1983a. Increase in weight of Herring gulls breeding while feeding. *Journal of Animal Ecology*, **52**: 35-50.
- Sibly, R.M. & McCleery, R.H. 1983b. The distribution between feeding sites of Herring gulls breeding at Walney island, U.K. *Journal of Animal Ecology*, **52**: 51-68.
- Smith, G.C. & Carlile, N. 1993. Food and feeding ecology of breeding Silver Gulls (*Larus novaehollandiae*) in urban Australia. *Colonial Waterbirds*, **16** (1): 9-17.
- Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1993. Do Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) use refuse tips whenever they need to? *Miscellanea Zoologica*, **17**: 199-203.
- Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study*, **42**: 216-221.
- Spaans, A.L., Coulson, J.C., Migot, P., Monaghan, P., Pruter, J. & Vauk, G. 1991. The Herring Gull in north-east Europe. Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici, Christchurch, Nouvelle-Zélande: 2365-2371.

T

- Thibault, J.C., Zotier, R., Guyot, I. & Bretagnolle, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds*, **19** (special publication 1): 31-40.

V

- Vidal, E., Médail, F. & Tatoni, T. 1998a. Is the Yellow-legged Gull a superabundant species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity & Conservation*, **7**: 1013-1026.
- Vidal, E., Médail, F., Tatoni, T., Roche, P. & Vidal, P. 1998b. Impact of gull colonies on the flora of the Riou archipelago (Mediterranean islands of South-east France). *Biological Conservation*, **84**: 235-243.
- Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yesou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus cachinnans*. Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000), B. Cadiou, J.M. Pons et P. Yésou ed., GISOM.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Ratcliffe, N. & Furness, R.W. 2001. Pellets as indicators of diet in Great skuas *Catharacta skua*. *Bird Study*, **48**: 373-376.
- Votier, S.C., Bearhop, S., MacCormick, A., Ratcliffe, N. & Furness, R.W. 2003. Assessing the diet of great skuas, *Catharacta skua*, using five different techniques. *Polar Biology*, **26**: 20-26.

W

- Welham, C. V. J. 1987. Diet and foraging behavior of Ring-billed Gulls breeding at Dog lake, Manitoba. *Wilson Bulletin*, **99**(2): 233-239.
- Witt, H-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Influence de la répartition géographique des ressources anthropiques sur la distribution spatiale et la dynamique démographique des colonies de Goélands leucophées ^{1,2}

¹ Vidal E., Duhem C., Vandenbrouck, P. & Tranchant, Y. 2003. Mise à jour des recensements des colonies de Goélands leucophées *Larus michahellis* des îles d'Hyères. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **19**: 87-92.

² Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yesou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus cachinnans*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotope, Mèze : 128-133.



Photo 7 : Colonie de Goélands leucophées sur l'île de Plane

I. Introduction

Chez les oiseaux marins, le choix des sites de nidification est très important car il détermine en grande partie les performances vitales des individus (Fretwell & Lucas 1970). Les paramètres tels que la couverture végétale ou rocheuse des différents microhabitats sont souvent considérés dans l'étude du choix du site d'installation du nid au sein du site de reproduction, c'est-à-dire dans une approche à une micro échelle (Burger & Lesser 1980, Burger & Gochfeld 1987, Burger *et al.* 1989, Spear & Anderson 1989, Scarton & Valle 1996, Calladine 1997, Bosch & Sol 1998). Le choix des sites de reproduction peut également être abordé à une macro échelle en considérant le lien entre la distribution des habitats disponibles et l'implantation des colonies, (Kotliar & Burger 1986, Burger & Gochfeld 1988). Ces deux aspects du choix du site de nidification par les oiseaux (caractéristiques de l'habitat de nidification potentiel et, au sein de celui-ci, les caractéristiques des différents sites disponibles pour l'installation des nids) sont parfois considérés simultanément (Vermeer & De Vito 1987, Burger & Gochfeld 1981, Bukacinski & Buckacincka 1993). Pour autant, ces différentes études, aussi bien à une macro échelle qu'à une micro échelle, n'ont généralement considéré que des paramètres topographiques des sites de reproduction potentiels comme facteurs déterminant le choix des oiseaux et l'installation de colonies. Par contre, peu d'études ont considéré la distribution spatiale des ressources alimentaires, et donc leur accessibilité, comme étant un facteur important d'explication du choix des sites de nidification chez les oiseaux marins (Fasola & Canova 1991, Bosch & Sol 1998). En effet, pour les oiseaux marins pélagiques dont le rayon de prospection alimentaire est très vaste et qui s'alimentent sur des ressources assez diffuses dans l'espace, le lien avec le choix des sites de nidification semble assez difficile à mettre en évidence et ainsi, les études se concentrent sur l'influence des ressources alimentaires sur l'évolution de la colonisation (Brown *et al.* 1992, Buckley 1997). Dans le cas des oiseaux « côtiers », et notamment ceux qui s'alimentent sur les franges littorales ou à l'intérieur des terres tels que les goélands, le rayon de prospection alimentaire est nettement plus réduit, de l'ordre de 40 km pour le Goéland leucophée (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995). En outre, les goélands, et notamment les Goélands leucophées (Chapitre 1), s'alimentent sur les décharges qui sont des ressources très

localisées dans l'espace. Ainsi, les paramètres de disponibilité et d'accessibilité alimentaires jouent probablement un rôle important dans le choix des sites de nidification.

Chez les oiseaux marins coloniaux, les sites de nidification sont souvent des îles côtières (Burger & Gochfeld 1981). Ceci implique l'absence de continuité spatiale dans les habitats de nidification disponibles voire même que cet habitat de nidification disponible soit extrêmement discontinu et éparpillé. Cet environnement discontinu (en « taches ») entraîne un certain nombre de contraintes telles que la restriction du choix aux îles effectivement présentes. Bien que la distribution spatiale discontinue dans les paysages soit d'une grande importance pour la persistance des populations, leur distribution spatiale et leur abondance (Newton 1998), les études réalisées sur le choix de l'habitat de nidification des oiseaux marins sont rarement mises en œuvre à une échelle permettant d'appréhender la discontinuité de l'environnement. Le niveau de discontinuité de l'environnement, c'est-à-dire le nombre et la taille des taches d'habitats disponibles dans un environnement donné, dépend fortement de l'échelle à laquelle le site d'étude est appréhendé. Le niveau d'échelle utilisé doit répondre au mieux aux particularités de l'espèce considérée et aux paramètres environnementaux associés (Wiens 1976). Ainsi, il semble cohérent d'étudier la distribution spatiale d'une espèce telle que le Goéland leucophée à une large échelle permettant de prendre en compte une large gamme de sites de nidification potentiels, dans notre cas, plusieurs dizaines d'îles et îlots du littoral provençal (de Marseille à Hyères).

En outre, chez les goélands les zones d'alimentation sont souvent géographiquement distincts des sites de nidification (Pierotti & Annett 1991). Il semble raisonnable de penser que, pour des oiseaux ayant à faire face à un habitat doublement « en tâche », la distribution spatiale des ressources alimentaires puisse influencer le choix de leur site de nidification (Spear & Anderson 1989). Dans le cadre de ce travail, nous avons cherché à identifier les paramètres déterminant la distribution spatiale et la taille des colonies insulaires (effectifs de goélands nicheurs) en prenant en compte des paramètres topographiques propres à chaque île susceptible d'accueillir la nidification, mais surtout nous avons intégré des paramètres d'accessibilité aux ressources anthropiques et plus particulièrement aux décharges. D'autre

part nous avons également étudié l'influence de ces mêmes paramètres sur la dynamique démographique des colonies insulaires sur une vingtaine d'années.

Les principales questions auxquelles nous nous sommes efforcés de répondre dans cette partie sont les suivantes :

- i) quels sont les paramètres environnementaux déterminant la distribution spatiale et la taille des colonies insulaires de Goélands leucophées sur le littoral provençal et notamment quelle est l'influence de l'accessibilité aux décharges (distance à une colonie, tonnage),
- ii) quelle est la densité de goélands nicheurs sur les colonies et est-ce que la distribution spatiale des densités sur les colonies répond aux mêmes paramètres environnementaux que la taille et la distribution spatiale des colonies de goélands,
- iii) quelle est la dynamique démographique des colonies insulaires de Goélands leucophées du littoral provençal sur les vingt dernières années, aussi bien au niveau des effectifs que des densités de goélands nicheurs des colonies,
- iv) dans quelles proportions les paramètres relatifs aux décharges et leur évolution (taux d'accroissement du tonnage par exemple) jouent un rôle sur la dynamique démographique des goélands ?



II. Méthodologie

II.1. Sites d'étude

Cette étude a été menée sur 43 îles et îlots du littoral provençal (Tableau 1, Figure 1) le long des côtes des Bouches-du-Rhône et du Var. Ces îles et îlots peuvent être séparés en deux groupes en fonction de leur substrat : les 26 îles et îlots des Bouches-du-Rhône, à l'exception de l'île Verte, sont calcaires alors que les 17 îles et îlots du Var sont siliceux. Les différences de substrat qui existent entre les îles et îlots du littoral provençal se traduisent par une grande différence de couverture végétale au sein de ces sites. Les îles calcaires, au sol très réduit, sont partiellement recouvertes d'un tapis végétal extrêmement dégradé formant des garrigues en « peau de léopard » (Cheylan 1985) où les taches de végétation, essentiellement des buissons de lentisques *Pistacia lentiscus*, laissent de larges plaques de roche à nu. Les îles siliceuses, en revanche, sont recouvertes d'une végétation dense, et sont arborées dès que leur superficie le permet. Ce paramètre est de première importance pour l'installation de colonies sur ces sites. En effet, sur les îles calcaires l'essentiel de leur surface est utilisable pour la nidification des goélands alors que pour les îles siliceuses, la zone disponible est le plus souvent restreinte au liseré côtier et à des parties plus faiblement végétalisées lorsqu'elles existent. Nous étudierons ce point en détail dans ce chapitre.

Compte tenu des différences de topographie et de recouvrement végétal des îles, leur superficie « brute » ne peut pas être utilisée dans la même proportion pour la nidification. Les zones de nidification effective ont donc été délimitées sur chacune des îles sur la base de photos aériennes à l'aide d'un logiciel SIG (ArcGis) à l'exception des plus petits îlots (superficie > 1 ha) pour lesquels la superficie totale a été conservée. Cette délimitation cartographique a été conduite, suite aux recensements de 2000, sur la base des couples nicheurs réellement observés (II.2.) sur chacun des sites. Ce zonage nous a permis de calculer la surface réelle de nidification en ha pour chacune des îles en 2000. Ainsi, pour les îles calcaires, les goélands nichent sur l'essentiel de la superficie des îles à l'exception des zones où le relief est très marqué (falaises, lignes de crêtes). Pour les îles siliceuses, aucun couple nicheur n'a été recensé dans les zones arborées, mais à contrario, l'ouverture de l'habitat (zones agricoles par exemple) ne signifie pas pour autant la présence de couples

nicheurs. La présence de patrimoine bâti, et notamment les forts, peut parfois permettre la nidification des goélands. Là encore, seules les données de terrain de goélands nicheurs sur ces îles ont été considérées et ont servi de base au travail cartographique.

Le même protocole a été mis en œuvre pour estimer les surfaces de nidification utilisées sur chacune des îles en 1982. Ceci a été rendu possible grâce à l'existence de données cartographiques détaillées recensant les goélands nicheurs en 1982-1983 (CEEP données inédites, Vidal 1982, Launay 1983). Ainsi, les zones où des couples nicheurs avaient été observés ont été délimitées sur fond de photos aériennes sur chacune des îles. Le calcul de ces deux paramètres de surface de nidification en 2000 (II.1.1.) et en 1982 (II.1.2.) nous a permis de calculer l'évolution de la surface de nidification sur une vingtaine d'années.

II.1.1. Surface de nidification 2000

Tableau 2.1. Superficie totale des 43 îles et îlots recensés et surface de nidification (sn) sur chacun des sites (en ha). Les îles sont classées selon leur surface de nidification des goélands.

Ile ou îlot	Superficie	sn	Ile ou îlot	Superficie	sn.
Le Levant	996	133,34	Tiboulén de Maïre	2,5	0,53
Pomègues	89	63,59	La Ratonnaire	0,5	0,5
Riou	90	59,68	Gabinière	3	0,45
Ratonnaire	95	51,74	Tiboulén de Ratonnaire	1,1	0,36
Maïre	28	19,54	Le Torpilleur	0,3	0,3
Porquerolles	1254	17,97	Petit Congloué	0,5	0,28
Port-Cros	640	12,14	Petit Ribaud	0,8	0,24
Jarre	18,5	11,3	Endoume Nord	0,7	0,23
Bagaud	45	8,67	Les Fourmiges	0,2	0,2
Embiez	90	8,18	La Melette	0,2	0,2
Plane	18	7,46	Cap Rousset	1,2	0,16
Verte	15	2,79	Petit Sarranier	0,8	0,16
île Longue	2	2	Erevine	1	0,14
Planier	2	2	Pharillons	0,1	0,1
Grand Ribaud	16	1,79	Dromadaire	0,1	0,1
Château d'If	3,5	1,44	Endoume Sud	0,4	0,09
Grand Rousseau	6,5	1,39	Impériaux	0,2	0,09
Grand Congloué	2,3	1,11	Les Pendus	0,2	0,06
Jarron	3	0,96	Aragnon	0,05	0,02
Gros Sarranier	2,3	0,76	l'Oule	0,05	0,02
Petit Langoustier	2,5	0,62	Mejean	0,05	0,02
La Redonne	0,6	0,6			

Les surfaces de nidification effective en 2000 sont au maximum de 133,34 ha pour l'île du Levant, puis de 63,59 ha pour l'île de Pomègues, 59,68 ha pour l'île de Riou et 51,74 ha pour l'île de Ratonneau (Tableau 2.1.). Les autres grandes îles de Marseille et d'Hyères (7 îles) présentent des surfaces disponibles inférieures à 20 ha. Le reste des sites est principalement constitué d'îles et d'îlots présentant une surface de nidification effective inférieure à 3 ha.

Pour les îles dont la surface de nidification est supérieure à 1 ha nous avons également calculé la proportion de surface n'étant pas disponible pour la nidification par rapport à la superficie totale de l'île (Tableau 2.2.). La surface des îles d'Hyères, et plus généralement des îles siliceuses, est en quasi-totalité indisponible (98,57 % à 78,62 %). Ce fort pourcentage traduit une nidification des goélands sur les zones ouvertes telles que le linéaire côtier ou les toits des forts. Sur l'île de Bagaud cependant, les effectifs importants de goélands nicheurs sur la zone sud de l'île sont probablement une des raisons expliquant le maintien d'une végétation rase.

Tableau 2.2. Pourcentage de la surface des îles inutilisable pour la nidification calculé sur chacun des sites dont la surface disponible est supérieure à 1 ha et ratio S de la surface de nidification sur la surface de l'île. Les surfaces des sites et surfaces de nidification (en ha) sont rappelées.

Ile ou îlot	Surface	Surface de nidification	% surface indisponible	S
Porquerolles	1254	17,97	98,57	0,0143
Port-Cros	640	12,14	98,10	0,0190
Embiez	90	8,18	90,91	0,0909
Grand Ribaud	16	1,79	88,83	0,1117
Le Levant	996	133,34	86,61	0,1339
Verte	15	2,79	81,40	0,1860
Bagaud	45	8,67	80,73	0,1927
Grand Rouveau	6,5	1,39	78,62	0,2138
Château d'If	3,5	1,44	58,88	0,4112
Plane	18	7,46	58,58	0,4142
Grand Congloué	2,3	1,11	51,63	0,4837
Ratonneau	95	51,74	45,53	0,5447
Jarre et Jarron	21,5	12,26	42,99	0,5701
Riou	90	59,68	33,69	0,6631
Maïre	28	19,54	30,21	0,6979
Pomègues	89	63,59	28,55	0,7145

Viennent ensuite les petites îles calcaires, puis les grandes îles dont le pourcentage de surface indisponible, de 58,88 % (Château d'If) à 28,55 % (Pomègues), s'explique le plus

souvent par le fort relief de la plupart de ces îles. Pour l'île de Ratonneau, ce pourcentage de surface indisponible fait principalement référence aux parties anthropisées de l'île où sont installés différents bâtiments isolés, le village et le port.

II.1.2. Surface de nidification 1982

Les données cartographiques des recensements réalisés en 1982 et 1983 (CEEP données inédites, Vidal 1982, Launay 1983) nous ont permis de voir que les îles de l'archipel de Riou hébergeaient déjà d'importantes colonies réparties sur la quasi-totalité de leur superficie, alors que sur l'archipel du Frioul les goélands nicheurs n'étaient présents que sur de petites portions de chacune des îles (CEEP données inédites). Sur l'archipel des îles d'Hyères, les surfaces utilisées étaient sensiblement les mêmes qu'en 2000 bien qu'une ou deux zones n'étaient pas encore utilisées à cette époque sur les îles du Levant, de Port-Cros (Launay 1983) et de Porquerolles (Vidal 1982). Les surfaces réellement utilisées en 1982 - 1983 (déterminées sous ArcGis) sont données dans le Tableau 2.3. pour les grandes îles des trois archipels.

Tableau 2.3. Evolution des surfaces utilisées pour la nidification (Surf. nidif.) entre 1982 et 2000 sur les grandes îles des trois archipels.

Ile ou îlot	Superficie	Surf. nidif. 1982	Surf. nidif. 2000	Evolution
Pomègues	89	12,59	63,59	+ 51,00 ha
Ratonneau	95	12,21	51,74	+ 39,54 ha
Le Levant	996	126,75	133,34	+ 6,59 ha
Port-Cros	640	10,81	12,14	+ 1,33 ha
Porquerolles	1254	17,77	17,97	+ 0,20 ha
Riou	90	59,68	59,68	-
Bagaud	45	8,67	8,67	-
Maire	28	19,54	19,54	-
Jarre et Jarron	21,5	12,26	12,26	-
Plane	18	7,46	7,46	-

Ainsi, en 1982 seuls 12,59 et 12,21 ha étaient utilisés sur les îles du Frioul pour la nidification des goélands. Au cours des deux dernières décennies 51 ha supplémentaires ont été utilisés pour la nidification sur l'île de Pomègues et 39,54 ha sur l'île de Ratonneau.

II.2. Recensement des Goélands leucophées nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal

Le nombre de couples de Goélands leucophées nicheurs sur les 43 îles et îlots provençaux listés plus haut (Tableau 2.1.) a été obtenu lors d'opérations de recensements qui se sont réparties sur trois années consécutives. Les effectifs des principales colonies ont été dénombrés au cours des années 1999 (îles d'Hyères ; Vidal *et al.* 2003) et 2000 (archipels marseillais ; coordination : CEEP). Quelques recensements effectués en 1998 ont concerné des petits îlots faiblement colonisés, ainsi que l'île Verte et l'île du Grand Rousseau. Les goélands étant des oiseaux marins coloniaux pour lesquels la fidélité au site de nidification est forte, ceci nous autorise à rassembler des données de recensement obtenues sur quelques années successives (Burger & Lesser 1980, Bukacinski & Bukacinska 1993, Bosch & Sol 1998). Les recensements effectués au cours des trois années successives 1998-1999-2000, et leurs résultats, seront par la suite appelés « 2000 ». Les opérations de recensement se sont déroulées au cours du mois d'avril de chaque année, période correspondant à la phase de couvaison des goélands, la ponte ayant débuté à la fin du mois de mars (Bosch & Sol 1998, Chapitre 3), durant laquelle les individus restent fortement stationnés sur leur nid ou à proximité. Ceci permet notamment les recensements à distance pour les zones inaccessibles.

Les opérations de recensement se sont appuyées sur deux techniques complémentaires, classiquement mises en œuvre pour le recensement des populations d'oiseaux marins (Bibby *et al.* 1992, Komdeur *et al.* 1992). Lorsqu'elle est possible, la méthode privilégiée a consisté en un comptage à pieds des nids sur les colonies accessibles. Dans chaque nid comptabilisé est déposée une marque qui permet d'éviter les doubles comptages. Cette méthode précise est néanmoins très lourde d'un point de vue des moyens humains nécessaires (environ 150 journées/hommes pour les îles de Marseille) (CEEP données inédites). Pour les secteurs trop accidentés et inaccessibles, cette approche a été remplacée par un dénombrement à distance à partir d'une crête ou d'une embarcation, à l'aide de jumelles. Ont alors été pris en compte les oiseaux couveurs visibles, les individus isolés considérés comme partenaires proches d'un couveur non visible dissimulé derrière la végétation ou un bloc rocheux, ainsi que les individus stationnés par paire (Bibby *et al.* 1992).

L'obtention des données de recensement a permis d'aborder l'analyse de la distribution spatiale des effectifs reproducteurs au sein du chapelet d'îles considérées, au travers de l'importance numérique de chaque colonie mais également au travers des densités de goélands nicheurs. Les densités d'oiseaux marins coloniaux sont généralement exprimées en couples par hectare (cp/ha), en effectuant le ratio du nombre total de couples nicheurs par la superficie réellement utilisée pour la nidification sur l'île considérée. C'est précisément ce qui a été réalisé, en utilisant les surfaces de nidification utilisées, calculées pour deux périodes : en 2000 pour l'ensemble des 43 îles et îlots considérés, et en 1982-1983 pour 28 îles et îlots dénombrés à cette époque.

En effet, nous avons également considéré l'évolution récente des effectifs sur 28 sites qui avaient fait l'objet de recensements « fiables » en 1982 et 1983 (ensuite 1982) (e.g. Vidal 1982, Launay 1983). Le terme de données « fiables » est employé dans le sens où ces données ont été obtenues en suivant un protocole de dénombrement rigoureux, identique à celui que nous avons mis en œuvre en 2000. Grâce à cela nous avons également pu calculer l'évolution de la densité de goélands nicheurs des principales colonies entre 1982 et 2000.

Les données d'évolution ont également été exprimées en taux moyen de multiplication annuel entre deux recensements successifs ($\bar{\lambda}$) suivant la formule présentée par Migot & Linard (1984) : $\bar{\lambda} = \sqrt[n]{Ef / Ei}$, où n est le nombre d'années entre deux recensements successifs, Ef est l'effectif final et Ei est l'effectif initial. Les données de $\bar{\lambda}$ inférieures à 1 traduisent une baisse des effectifs, supérieures à 1 traduisent une augmentation des effectifs, et $\bar{\lambda} = 1$ correspond à une stabilité des effectifs entre les deux dates de recensement.

II.3. Estimation de la disponibilité alimentaire anthropique en 1982

Afin de pouvoir analyser l'évolution globale des effectifs de Goélands leucophées entre 1982 et 2000 nous avons considéré les paramètres d'accessibilité aux décharges en 1982. Ces paramètres sont d'une part la connaissance des décharges qui étaient déjà en activité en 1982, et d'autre part l'estimation de la taille de ces décharges, en l'occurrence il

s'agit de déterminer la quantité de déchets annuellement traités en 1982 dans chacune de ces décharges.

L'exploitation d'un site en tant que zone de stockage de déchets (décharge) est soumise à l'obtention d'une autorisation préfectorale. Les dates des premières autorisations d'exploitation (données DDE) nous ont permis de connaître les sites qui étaient déjà en activité en 1982. Il s'avère que les grandes décharges des Bouches-du-Rhône (CETs Jas de Rhodes, Vallon Dol, Aix-Arbois, Port de bouc, Sénégulier) et du Var (CETs Roumagayrol et Balançon) ont été ouvertes à la fin des années 70. Au cours des années 80, plusieurs décharges ont été mises en service dans la zone péri-marseillaise, notamment la décharge située à La Ciotat (CET Le Mentaure). Au début des années 1980, l'ensemble des ordures ménagères de la région toulonnaise est géré par la décharge située à Pierrefeu-du-Var (CET Roumagayrol), souvent décrite comme « la grande décharge de Pierrefeu » dans les articles de cette époque (e.g. Isenmann 1976, Guyot *et al* 1985). Or, en 1984 l'incinérateur de Toulon a été mis en service avec une capacité de traitement lui permettant de gérer la quasi-totalité des ordures ménagères de la région toulonnaise. Ainsi, à partir de 1984, la décharge de Pierrefeu ne reçoit plus que les déchets qui ne sont pas pris en charge par l'incinérateur (soit de 10 000 à 30 000 tonnes par an). Ces premiers éléments nous ont permis de calculer les paramètres d'accessibilité aux décharges $Dist_{min}$ (distance minimale séparant une colonie d'une décharge), D_{20} et D_{40} (nombre de décharges situées dans un rayon de 20 à 40 km autour des colonies) en 1982 pour chacune de nos colonies (Tableau 1).

Outre ces paramètres, il est probable que le tonnage auquel les goélands avaient accès dans leur zone de prospection alimentaire, ainsi que l'évolution de celui-ci sur les vingt dernières années, ait pu avoir un effet sur l'évolution des effectifs entre 1982 et 2000. Le tonnage mis en décharge en 1982 s'est avéré beaucoup plus complexe à obtenir pour diverses raisons, et seules trois décharges ont pu nous fournir les tonnages réellement traités à cette époque sur leur site (CETs Vallon Dol, Sénégulier et Aix-Arbois). Pour toutes les autres décharges les données ne semblaient pas disponibles. Aussi nous avons décidé d'estimer approximativement ces tonnages manquants en effectuant un calcul à rebours depuis les tonnages réels de déchets traités en 2000. En effet, l'ADEME (2000) a recensé les

activités sur l'ensemble des sites de traitement des déchets depuis 1975 jusqu'à 2000, ce qui leur a permis de calculer le taux d'évolution annuel de la quantité de déchets à traiter sur cette période. Ainsi, les quantités de déchets ménagers ont connu un pourcentage d'évolution annuelle de 5,7 % entre 1982 et 1993, puis de 1,3 % entre 1993 et 2000. C'est donc sur la base de ces taux d'évolution que nous avons pu calculer, à rebours, les tonnages de déchets ménagers à traiter en 1982 (Tableau 2.4.).

Pour le cas particulier de la zone toulonnaise, dont les déchets ménagers sont depuis 1984 traités en grande partie par l'incinérateur, mais également par la décharge de Pierrefeu (CET Roumagayrol), nous avons regroupé les tonnages traités annuellement dans chacune de ces deux zones de traitement afin d'avoir le tonnage annuel de déchets ménagers en 2000. En effet, en 1982 seule la décharge de Pierrefeu fonctionnait, et si l'incinérateur n'avait pas été mis en service par la suite la totalité des déchets ménagers seraient traités dans la décharge de Pierrefeu en 2000, nous avons donc besoin de cette valeur totale de quantité de déchets pour pouvoir effectuer notre calcul à rebours. Ainsi, en 2000, la décharge de Pierrefeu a reçu 32468 tonnes de déchets ménagers, pour la même période l'incinérateur a reçu 285000 tonnes de déchets ménagers. Pour effectuer nos calculs nous sommes donc partis sur un tonnage de déchets ménagers sur la zone toulonnaise (Pierrefeu et incinérateur) en 2000 de 317468 tonnes.

Concernant la zone péri-marseillaise, où plusieurs décharges ont été mises service dans les années 1980, le calcul à rebours entre 2000 et 1993 n'a pas posé de problème dans la mesure où toutes les décharges étaient en service. Par contre, le calcul à rebours entre 1993 et 1982 a été rendu possible en considérant le tonnage total de déchets ménagers à traiter dans cette zone (appelé « Décharges peri-marseillaises » dans le Tableau 2.4.) en 1993 et de calculer à rebours sur cette donnée afin d'obtenir le tonnage global mis en décharge en 1982. Etant donné que pour trois des cinq décharges peri-marseillaises considérées nous avons le tonnage réel, nous avons ainsi pu estimer le tonnage des deux décharges restantes (Tableau 2.4.).

Tableau 2.4. Tonnages annuels de déchets ménagers traités par les dix décharges de notre zone d'étude. Les tonnages de 2000 sont des données réelles (ADEME 2000), ceux de 1993 et 1982 sont estimés sur la base du pourcentage d'évolution annuel relevé par l'ADEME.

CET	Tonnage annuel		
	2000 ¹	1993 ²	1982 ^{1,2}
<i>Décharges peri-marseillaises</i>	<i>799880</i>	<i>729869</i>	<i>382713²</i>
Jas de Rhodes	150000	136871	71770 ²
Vallon Dol	108166	98699	60000 ¹
Aix-Arbois	161250	147136	156500 ¹
Le Mentaure*	68306	62327	-
Port de bouc	67000	61136	14443 ²
Vautubière*	110000	100372	-
Malespine*	23158	21131	-
Sénéguier	112000	102197	80000 ¹
Zone toulonnaise (décharge + incinérateur)	317468	289681	151897 ²
Bilan	277320	253047	132687²

* décharges dont la mise en service est postérieure à 1982

¹ réel, ² estimé

II.4. Analyses statistiques

La distribution d'une population, ses effectifs et son évolution sont des données se prêtant bien à la modélisation. Ainsi, de nombreux modèles de prédiction de la distribution spatiale d'une espèce ou de l'occurrence de ses effectifs ont été mis en place ces dernières années, en particulier concernant les populations de laridés (Lebreton 1981, Brown & Rannala 1995, Linard & Monnat 1990, Defos du Rau 1995, Auger & Poggiale 1996, Bosch *et al.* 2000). Le plus souvent ces travaux ont abordé cette problématique d'un point de vue théorique, se basant sur des populations supposées à l'équilibre et sans intégrer de valeurs réelles des variables explicatives qui sont le plus souvent uniquement des variables topographiques des sites. Or il semble admis que la disponibilité et la nature des sites de nidification potentiels et des sites d'alimentation, ainsi que l'interaction entre ces deux types de sites, influencent probablement la distribution spatiale et la dynamique démographique des colonies (Cairns 1989, Weimerskich *et al.* 1996, Bosch *et al.* 2000). Pour tester cette hypothèse nous avons utilisé un modèle statistique dans lequel nous avons intégré l'ensemble des paramètres environnementaux, aussi bien les caractéristiques topographiques des sites que les paramètres d'accessibilité aux décharges.

Nous avons utilisé la fonction logarithme ($\log [x+1]$) pour normaliser la distribution des données des recensements réalisés entre 1998 et 2000 (Effectifs 2000), ainsi que des densités calculées sur ces effectifs (Densité 2000). Les taux d'accroissement des effectifs et des densités entre 1982 et 2000, ainsi que toutes les variables explicatives, n'ont pas nécessité de transformations du fait de leur distribution normale. Nous avons sélectionné les variables explicatives environnementales traduisant la topographie et la disponibilité alimentaire des îles recensées qui pouvaient potentiellement influencer la distribution des effectifs de goélands (Scarton & Valle 1996, Bosch & Sol 1998).

Pour les effectifs et les densités de goélands nicheurs recensés en 2000, nous avons considéré 9 variables environnementales : Superficie, Isolement, Altitude, Distance minimale à une décharge ($Dist_{min}$), Tonnage annuel de la décharge la plus proche de la colonie en 2000 (Ton 2000). La somme des tonnages accessibles aux goélands dans un rayon de 20 km (T_{20}) et de 40 km (T_{40}) autour de leur colonie (Tableau 1), la surface utilisée pour la nidification sur chaque île et le rapport entre cette surface et la superficie totale de l'île (S ; Tableau 2.1.).

Pour l'évolution des effectifs et des densités entre 1982 et 2000, nous avons considéré 16 variables environnementales : des variables topographiques telles que la superficie des îles, leur isolement, altitude, la surface de nidification utilisée en 1982 (sn_{82}) et le ratio entre cette surface de nidification et la superficie de l'île (S_{82}), et l'évolution des deux paramètres entre 1982 et 2000 (Ta_{sn} et Ta_S) ; la densité des couples nicheurs en 1982 (Densité 82), et l'évolution de ce paramètre sur les vingt dernières années ont également été considérés ($Ta_{Densité}$). Enfin, nous avons pris en compte des variables d'accessibilité aux décharges tels que les tonnages disponibles en 1982 dans la décharge la plus proche de la colonie (Ton 82) mais également dans un rayon de 20 et 40 km autour des colonies (T_{2082} , T_{4082}), ainsi que la distance minimale entre la colonie et une décharge ($Dist_{min}$) ainsi que l'évolution de toutes ces variables entre 1982 et 2000 (Tableau 2.5.). Nous avons utilisé le modèle linéaire généralisé GLM pour obtenir une description mathématique de la sélection des habitats de nidification des Goélands leucophées (Martinez-Abraïn *et al.* 2003).

Tableau 2.5. Variables explicatives environnementales prises en compte dans les modèles GLM pour la dynamique démographique des Goélands leucophées et l'évolution de la densité des goélands nicheurs entre 1982 et 2000. Superficie (en ha), Sn : Surface de nidification, S : rapport entre surface de nidification et superficie totale de l'île, Ta : Taux d'accroissement des paramètres, Dist_{min} : distance minimale entre la colonie et une décharge, Ton 82: Tonnage annuel de la décharge a plus proche en 1982, T₂₀ 82 et T₄₀ 82 : somme des tonnages accessibles dans un rayon de 20 km et de 40 km autour des colonies en 1982.

Ile ou îlot	Superficie	Isolement	Altitude	Sn 82	S 82	Ta Sn	Ta S	Densité 82	Ta Densité	Ta Dist _{min}	Ton 82	Ta Ton	T ₂₀ 82	Ta T ₂₀	T ₄₀ 82	Ta T ₄₀
Porquerolles	1254	2300	142	17,77	0,01	0,91	0,62	84,13	0,99	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,92
Le Levant	996	9150	140	126,75	0,13	1,11	0,76	17,79	0,97	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	284584,27	1,00
Port-Cros	640	8200	196	10,81	0,02	1,02	0,71	41,63	1,01	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
Ratonneau	95	1800	74	12,21	0,13	1,23	0,95	24,91	1,02	1,00	71769,50	1,04	141769,50	1,03	410326,55	1,04
Riou	90	3000	191	59,68	0,66	0,00	0,00	100,54	1,00	0,99	71769,50	1,00	0,00	2,72	298269,50	1,03
Pomègues	89	1800	86	12,59	0,14	1,24	0,97	21,05	1,03	1,00	71769,50	1,04	141769,50	1,03	410326,55	1,04
Bagaud	45	7500	59	8,67	0,19	0,00	0,00	74,95	1,00	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	284584,27	0,60
Maïre	28	50	141	19,54	0,70	0,00	0,00	40,94	1,04	1,00	71769,50	1,04	71769,50	1,04	330326,55	1,03
Jarre et Jarron	22	775	57	12,26	0,57	0,00	0,00	65,27	1,05	1,00	71769,50	1,00	0,00	2,72	314298,03	1,03
Plane	18	2150	22	7,46	0,41	0,00	0,00	134,13	1,04	0,99	71769,50	1,00	0,00	2,72	298269,50	1,03
Grand Ribaud	16	600	45	1,79	0,11	0,00	0,00	72,75	1,01	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,62
Verte	15	600	49	2,79	0,19	0,00	0,00	1,79	1,19	0,82	70000,00	1,00	0,00	2,72	141769,50	1,05
Grand Rouveau	6,50	620	31	1,39	0,21	0,00	0,00	10,81	1,11	0,95	151896,81	0,96	0,00	2,72	151896,81	0,98
Gabinière	3,00	11025	62	0,45	0,15	0,00	0,00	145,33	1,03	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	1,04
Tiboulén de Maïre	2,50	675	47	0,53	0,21	0,00	0,00	114,05	1,04	1,00	71769,50	1,04	71769,50	1,04	330326,55	1,03
Petit Langoustier	2,50	2250	12	0,62	0,25	0,00	0,00	64,50	1,00	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,62
Gros Sarranier	2,30	7300	26	0,76	0,33	0,00	0,00	158,65	0,99	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,62
Grand Congloué	2,30	3550	50	1,11	0,48	0,00	0,00	71,91	1,06	0,98	71769,50	1,00	0,00	2,72	298269,50	1,03
île Longue	2,00	75	27	2,00	1,00	0,00	0,00	10,00	1,05	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
Cap Rousset	1,20	2275	16	0,16	0,13	0,00	0,00	125,97	1,03	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,62
Tiboulén de Ratonneau	1,10	4700	30	0,36	0,33	0,00	0,00	55,44	1,08	1,00	71769,50	1,04	141769,50	1,03	410326,55	1,04
Petit Ribaud	0,80	70	24	0,24	0,30	0,00	0,00	50,57	1,07	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
Petit Sarranier	0,80	175	15	0,16	0,20	0,00	0,00	315,69	0,94	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,62
La Redonne	0,60	7925	25	0,60	1,00	0,00	0,00	1,67	1,15	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
La Ratonnière	0,50	125	11	0,50	1,00	0,00	0,00	30,00	1,05	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
Petit Congloué	0,50	375	15	0,28	0,57	0,00	0,00	35,30	1,05	0,98	71769,50	1,00	0,00	2,72	298269,50	1,03
Les Fourmigues	0,20	3500	30	0,20	1,00	0,00	0,00	40,00	0,95	1,00	151896,81	0,92	0,00	0,00	151896,81	0,61
Impériaux	0,20	1775	14	0,09	0,45	0,00	0,00	88,12	0,98	0,98	71769,50	1,00	0,00	2,72	298269,50	1,03

Les modèles de régressions linéaires généralisées (GLMs) sont des extensions mathématiques des modèles linéaires qui ne forcent pas les données dans des échelles non naturelles, et qui en plus, permettent des structures de variances non-linéaires et non constantes dans les données. Ils sont basés sur une relation supposée, appelée fonction lien, entre la moyenne de la variable à expliquer et la combinaison linéaire des variables explicatives. Les données peuvent être de différentes familles de distributions telles que distribution normale, binomiale, de Poisson, binomiale négative ou gamma. Les GLMs sont plus flexibles et mieux appropriés pour analyser des relations écologiques (Guisan *et al.* 2002, Guisan 2003), qui sont rarement linéaires et rarement distribuées selon une loi Normale. Le but des modèles statistiques est de fournir une base mathématique permettant l'interprétation d'un phénomène en examinant les paramètres les plus pertinents, la force des associations, et permettant également de mesurer les contributions et les rôles des différentes variables.

Dans le GLM les variables explicatives X_j ($j=1, \dots, p$) sont combinées pour fournir une variable explicative linéaire LP qui est liée à la valeur attendue $\mu = E(Y)$ de la variable à expliquer Y à travers la fonction de lien $g(\cdot)$ telle que :

$$g(E(Y)) = LP = \alpha + X^T \beta$$

où α est une constante appelée l'interception, $X = (X_1, \dots, X_p)$ est un vecteur de p variables explicatives et $\beta = \{\beta_1, \dots, \beta_p\}$ est un vecteur de p coefficients de régression.

A la différence des modèles linéaires qui nécessitent une distribution normale et sans transformation, le GLM permet d'utiliser d'autres distributions exponentielles (e.g. Gamma, poisson, binomiale). La fonction de lien peut être une fonction monotonique différentiable telle que logarithme ou logit. La variance de Y dépend de $\mu = E(Y)$ au travers de la variance de la fonction $V(\mu)$, étant donné $\text{Var}(Y) = \phi V(\mu)$, où ϕ est un paramètre d'échelle.

Les principales améliorations des régressions GLMs par rapport aux régressions linéaires sont (Guisan *et al.* 2002) :

- i) la possibilité de considérer différentes distributions de la variable à expliquer Y . Les GLMs peuvent également incorporer des variables à expliquer qualitatives ou semi-quantitatives
- ii) la relation entre la variable à expliquer Y et la variable explicative linéaire LP à travers la fonction de lien $g(E(Y))$. En plus d'assurer la linéarité, la fonction de lien permet de contraindre les prédictions dans la gamme de valeurs possibles pour la variable à expliquer.

Des termes polynomiaux peuvent être inclus dans le lot des variables explicatives afin de prendre en compte des distributions non-linéaires ou multimodales de la variable à expliquer. Le choix de la transformation appropriée peut être souvent identifiée au travers du nuage de points des résidus partiels. Comme dans la régression classique, les points extrêmes peuvent être détectés par des diagnostics standards tels que la distance de Cook (Chambers & Hastie 1997).

Pour l'analyse de nos données, la fonction de lien utilisée est le logarithme pour tous les GLMs, les autres fonctions de liens (puissance et identité) ont été testées mais ne correspondaient pas à nos données. Les îles pour lesquelles l'effectif de goélands nicheurs était nul (7 îles sur 43) ont été retirées des analyses étant donné que la fonction de lien logarithme n'autorise pas de valeurs nulles. Afin d'obtenir un modèle parcimonieux et éviter la surparamétrisation, nous avons testé parmi toutes les variables explicatives celles conduisant au meilleur modèle en sélectionnant sur la base du critère Akaike (1973). Dans un second temps nous avons utilisé les termes polynomiaux de ces variables afin de prendre en compte des relations non-linéaires. Puis les termes interactifs de ces variables présélectionnées agissant dans le modèle ont été sélectionnés. A chaque étape nous avons utilisé la méthode du meilleur sous-ensemble afin de réduire le nombre de paramètres. L'ensemble de ces étapes nous donne le modèle définitif. Les relations entre les valeurs prédites et le coefficient de leverage d'une part, et la distance de Cook d'autre part ont servi à identifier les valeurs extrêmes et à estimer la qualité du modèle final.

III. Résultats – Discussion sur les facteurs environnementaux qui déterminent la distribution spatiale et la dynamique démographique des populations régionales de Goélands leucophées

III.1. Influence de l'accessibilité aux décharges sur la distribution des effectifs de Goélands leucophées

III.1.1. Distribution des effectifs

Les différentes opérations de recensement, réalisées entre 1998 et 2000, fournissent un chiffre total de 20914 couples de Goélands leucophées nicheurs sur les îles et îlots provençaux (Tableau 2.6.). Les plus importantes colonies de Goélands leucophées sont localisées sur les grandes îles de Marseille et sur l'archipel des îles d'Hyères. Avec 6111 couples nicheurs recensés, l'île de Riou héberge les effectifs les plus importants de Goélands leucophées de l'ensemble des sites considérés. Au niveau de chaque archipel, 4372 couples ont été recensés sur l'archipel du Frioul, 11897 sur l'archipel de Riou et 4097 pour celui des îles d'Hyères. Pour les autres sites, le nombre de goélands nicheurs est moins important, avec quelques centaines de couples sur les îles dont la surface totale est inférieure à 20 ha (98 couples sur le Grand Rousseau, 223 couples sur le Grand Congloué), à l'exception de l'île Plane qui héberge 1965 couples sur 18 ha. Sur les plus petits îlots (ceux dont la surface est inférieure à 0,3 ha) seulement quelques individus nicheurs sont présents sur certains des sites (6 couples sur l'îlot des Impériaux).

Le meilleur modèle GLM relatif à la distribution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 explique 78,4 % de la déviance observée. Il est composé des variables « surface de nidification 2000 » (sn) et « Tonnage de la décharge la plus proche en 2000 » (Ton), de leurs formes quadratiques « sn² » et « Ton² » et de leur interaction « sn x Ton ». La variable « Altitude » intervient dans le modèle GLM au sein des interactions avec les deux variables précédentes « sn x Altitude » et « Altitude x Ton » (Tableau 2.7.). L'équation (Eq. (1)) de ce modèle GLM est la suivante :

$$\text{Eq. (1) : } g(\log(\log \text{Effectifs})) = -5,096e-02 - 1,056e-10 \text{ Ton}^2 - 2,610e-04 \text{ sn}^2 + 8,417e-02 \text{ sn} \\ + 1,460e-05 \text{ Ton} - 2,630e-04 \text{ sn} \times \text{Altitude} + 6,233e-08 \text{ Altitude} \times \text{Ton}$$

Tableau 2.6. Effectifs des Goélands leucophées nicheurs sur 43 îles et îlots provençaux (nombre de couples nicheurs). Les îles sont listées suivant leur localisation d'ouest en est.

îles de Marseille ¹	Effectifs	îles du Var ^{2 3}	Effectifs
Ratonneau	1799	Verte ³	113
Pomègues	2449	Grand Rouveau ³	98
Château d'If	49	Embiez ³	0
Tiboulon de Ratonneau	75		
<i>Archipel du Frioul</i>	<i>4372</i>		
Riou	6111	Porquerolles ²	1170
Maïre	1604	Petit Langoustier ²	38
Jarre	1686	Cap Rousset ²	36
Jarron	159	Gros Sarranier ²	103
Plane	1965	Petit Sarranier ²	17
Tiboulon de Maïre	119	Port-Cros ²	619
Grand Congloué	223	Gabinière ²	104
Petit Congloué	24	Bagaud ²	667
Impériaux	6	Le Levant ²	1343
<i>Archipel de Riou</i>	<i>11897</i>	<i>Iles d'Hyères</i>	<i>4097</i>
Planier	0		
Erevine	2		
Endoume Nord	32		
Endoume Sud	2		
Le Torpilleur	0		
Les Pendus	1		
La Melette	0	Grand Ribaud ²	150
Pharillons	1	Petit Ribaud ²	42
Dromadaire	0	île Longue ²	51
Aragnon	0	La Redonne ²	12
l'Oule	0	La Ratonnaire ²	39
Mejean	2	Les Fourmigués ²	3
<i>Autres îlots Marseillais</i>	<i>40</i>	<i>Iles et îlots Presqu'île de Giens</i>	<i>297</i>

Total îles et îlots: 20914 couples nicheurs

¹ recensements de 2000² recensements de 1999³ recensements de 1998**Tableau 2.7.** Modèle linéaire généralisé (GLM) pour la distribution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 en utilisant un lien logarithmique. Ton : Tonnage de la décharge la plus proche en 2000, sn : surface de nidification 2000.

Variables explicatives	Coefficients	Erreur standard	t	p r(> t)
(Interception)	-5,096e-02	2,237e-01	-0,228	0,821473
Ton ²	-1,056e-10	3,640e-11	-2,901	0,007166 **
sn ²	-2,610e-04	7,195e-05	-3,628	0,001129 **
sn	8,417e-02	1,722e-02	4,889	3,76e-05 ***
Ton	1,460e-05	6,159e-06	2,371	0,024880 *
sn x Altitude	-2,630e-04	5,449e-05	-4,828	4,44e-05 ***
Altitude x Ton	6,233e-08	1,565e-08	3,984	0,000439 ***
sn x Ton	-2,583e-07	7,432e-08	-3,475	0,001681 **

*p ≤ 0,05 ; **p ≤ 0,01 ; ***p ≤ 0,001

La part d'explication de chacune des variables est détaillée dans le Tableau 2.8. Les interactions entre les variables, qui expliquent chacune entre 21 % (sn x Altitude : 21,44 %) et 29 % (Altitude x Ton: 28,86 %) de la déviance observée, ont les plus fortes parts d'explication.

Tableau 2.8. Part d'explication (% déviance) des variables intégrées dans le modèle linéaire généralisé (GLM) pour la distribution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 en utilisant un lien logarithmique. Ton : Tonnage de la décharge la plus proche en 2000, sn : surface de nidification 2000.

Variables	% deviance
Altitude x Ton	28,86
sn x Ton	27,32
sn x Altitude	21,44
sn	17,53
sn ²	6,20
Ton	0,51
Ton ²	0,13

Ce modèle GLM relatif à la distribution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 (Eq. (1)) implique que les îles dont les effectifs de goélands nicheurs sont les plus importants sont globalement celles ayant une accessibilité aux décharges importante, notamment au travers du tonnage de la décharge la plus proche, qui va être lié avec une altitude relativement élevée (interaction Altitude x Ton, effet positif, Tableau 2.7. et 2.8.). Par ailleurs, il ressort également, de façon assez paradoxale, que des îles ayant une forte accessibilité aux décharges associée à une surface de nidification importante aient des effectifs assez faibles par rapport à ceux attendus (interaction sn x Ton, effet négatif, Tableau 2.7. et 2.8.). Ce dernier paramètre traduit très probablement la situation des îles du Frioul qui sont les plus proches des grandes décharges peri-marseillaises et dont l'essentiel de la superficie est utilisée pour la nidification en 2000.

La Figure 2.1. montre l'ajustement entre les log des effectifs observés et les log des effectifs prédits par ce modèle GLM (Eq. (1)). Sur cette représentation graphique, on peut observer que pour les effectifs inférieurs à 10 couples nicheurs ($\log_{10}=1$), les valeurs prédites par le modèle ne s'ajustent plus aux valeurs observées. Ce seuil a été symbolisé sur la figure par une flèche. A titre d'information complémentaire, le modèle GLM a été testé sur les

colonies dont l'effectif est supérieur à 10 couples nicheurs, la part de déviance alors expliquée par ce modèle est alors de 88 %.

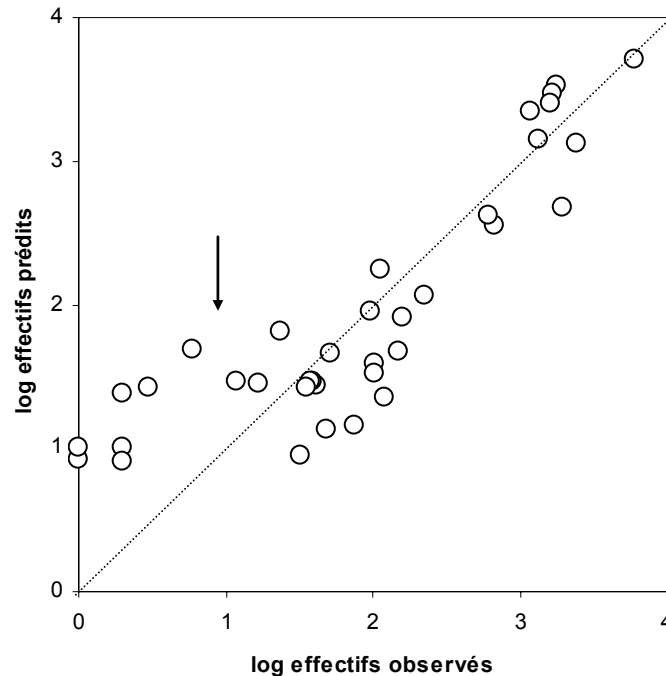


Figure 2.1. Ajustement des valeurs observées et des valeurs prédites par le modèle linéaire généralisé (GLM, lien logarithmique, Eq. (1)) des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000. La flèche noire symbolise le seuil à partir duquel l'ajustement des valeurs prédites par le modèle aux valeurs observées est de bonne qualité. La ligne pointillée correspond à l'égalité des valeurs observées et des valeurs prédites.

Le fait que les effectifs les plus importants aient été recensés sur les îles calcaires de Marseille corrobore ce qui a été précédemment mis en évidence chez le Goéland leucophée en Méditerranée. En effet, l'éloignement de ces îles au continent est de l'ordre de 2 km, et leur superficie importante (de l'ordre d'un centaine d'hectares pour les plus grandes) permet l'installation de colonies de grande taille (Scarton & Valle 1996) d'autant plus que la quasi-totalité de la surface de ces îles calcaires est disponible pour la nidification. La couverture végétale est majoritairement arbustive et forme une garrigue en « peau de léopard » (Cheylan 1985) fournissant de multiples abris contre les prédateurs tout en laissant une forte visibilité aux adultes pour la défense de leur territoire (Launay 1985, Monbailliu & Torre 1986, Fasola & Canova 1992, Goutner 1992, Scarton & Valle 1996, Bosch & Sol 1998). Les effectifs importants recensés sur l'île de Riou reflètent également une réalité historique,

puisque c'est au sud de cette île que la première colonie de Goéland leucophée s'est installée en Méditerranée occidentale au début du 20^{ème} siècle (Vidal *et al.* 2001). Ce site initial d'implantation a probablement été « choisi » pour sa superficie importante (90 ha) dont l'essentiel est disponible pour la nidification, et son altitude (191 m) qui crée de nombreux micro-habitats qualitativement intéressants pour l'installation de nids et son éloignement au continent qui est le plus important au sein des grandes îles calcaires.

La distribution des effectifs de Goélands leucophées semble être déterminée par un ensemble de variables environnementales fonctionnant en interaction. Ainsi, alors que les variables topographiques des sites sont souvent considérées essentielles dans le choix des sites de nidification, notamment du fait de la séparation géographique entre les sites de nidification et d'alimentation (Danchin *et al.* 1998), il est intéressant de noter que ces variables seules ne déterminent pas la distribution spatiale des effectifs. Par contre la variable de disponibilité alimentaire Ton (tonnage de la décharge la plus proche de la colonie en 2000) a une forte influence dès lors qu'elle est en interaction avec les variables d'altitude et de surface de nidification réellement disponible (sn). L'action individuelle de la variable de disponibilité alimentaire Ton semble plus limitée (faible pourcentage de déviance expliquée) mais elle fait partie des variables dont l'effet est significatif sur la distribution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal. Ces résultats sont particulièrement importants car ils valident notre hypothèse selon laquelle la distribution spatiale des colonies ne dépend pas seulement des caractères topographiques des îles, comme cela avait été considéré jusqu'à présent, mais également de critères relatifs à la disponibilité des zones d'alimentation qui s'avèrent être, dans notre cas précis, les décharges d'ordures ménagères.

La notion de distance à parcourir pour s'alimenter est fondamentale car le trajet de prospection alimentaire s'avère être le budget le plus coûteux chez les oiseaux marins en période de reproduction (Oro *et al.* 1995). Outre la dépense énergétique dommageable pour les individus notamment en période de reproduction, un éloignement important des zones d'alimentation va se traduire par un temps d'absence de la colonie plus important et par voie de conséquence par une augmentation de la mortalité des œufs et des jeunes poussins par manque de soins ou de protection vis-à-vis des prédateurs ou des intempéries (Hunt 1972, Hunt & Hunt 1976, Bukacinska *et al.* 1996). Ainsi, la détermination de la qualité d'un site

pour l'installation d'une colonie passe probablement par l'estimation globale de la qualité de l'environnement de ce site (donc intégrant l'accessibilité des zones d'alimentation dans le rayon de prospection de l'espèce en question, ici 40 km) et non par une simple adéquation des critères topographiques. La distribution spatiale des colonies de Goélands leucophées semble répondre aux exigences topographiques connues pour les sites de nidification chez cette espèce tout en cherchant à minimiser la distance avec les sites d'alimentation utilisés préférentiellement que sont les décharges (Cairns 1989, Scarton & Valle 1996).

III.1.2. Densité des goélands

Les colonies pour lesquelles le nombre de couples de goélands nicheurs par hectare (calculé sur la surface de nidification) est le plus important, sont celles installées sur les îles de l'archipel de Riou, de 263,56 cp/ha sur l'île de Plane à 82,08 cp/ha sur l'île de Maître (Tableau 2.9.).

Tableau 2.9. Densité de goélands reproducteurs (en couples par ha) sur les îles dont la surface de nidification est supérieure à 1 ha. Le pourcentage de la surface des îles inutilisable pour la nidification calculé sur chacun des sites dont la surface disponible est supérieure à 1 ha. Les surfaces disponibles des sites (en ha) et les effectifs (en nombre de couples) sont rappelées.

Ile ou îlot	Effectifs	Surface de nidification	Densité
Plane	1965	7,46	263,56
Grand Congloué	223	1,11	200,44
Jarre et Jarron	1845	12,26	150,53
Riou	6111	59,68	102,40
Grand Ribaud	150	1,79	83,94
Maître	1604	19,54	82,08
Bagaud	667	8,67	76,91
Grand Rouveau	98	1,39	70,61
Porquerolles	1170	17,97	65,11
Port-Cros	619	12,14	51,00
Verte	113	2,79	40,50
Pomègues	2449	63,59	38,51
Ratonneau	1799	51,74	34,77
Château d'If	49	1,44	34,05
île Longue	51	2,00	25,50
Le Levant	1343	133,34	10,07
Embiez	0	8,18	0,00
Planier	0	2,00	0,00

Les îles siliceuses hébergent des colonies de densité moyenne, de 76,91 cp/ha sur l'île de Bagaud à 40,50 cp/ha sur l'île Verte, exception faite l'île du Levant pour laquelle la densité est minimale (10,07 cp/ha) ce qui traduit certainement la couverture végétale de l'île ainsi que la présence d'une zone militaire sur les 2/3 de la surface de l'île. Les densités les plus faibles sont rencontrées sur l'archipel du Frioul avec une moyenne de 35,78 cp/ha. Ces résultats s'entendent sans les îlots (sites > 1 ha de surface de nidification) qui du fait de leur faible superficie ont des fortes densités en ayant très peu de couples nicheurs.

Le meilleur modèle GLM relatif à la distribution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 explique 47,77 % de la déviance observée. Il est composé des variables « Tonnage de la décharge la plus proche » (Ton), « Somme des tonnages dans un rayon de 40 km autour des colonies » (T_{40}), « rapport de la surface de nidification par la superficie de l'île » (S) et de leurs formes quadratiques « Ton^2 », « T_{40}^2 », « S^2 » et des interactions « Ton x S » et « T_{40} x S » (Tableau 2.10.). L'équation (Eq. (2)) de ce modèle GLM est la suivante :

$$\text{Eq. (2) : } g(\log(\log \text{Densités})) = 5,55e-01 - 1,48e+00 S^2 - 1,30e-12 T_{40}^2 + 5,24e-11 \text{Ton}^2 + 1,87e-06 T_{40} \times S + 1,80e+00 S - 3,51e-06 \text{Ton} - 1,41e-05 S \times \text{Ton}$$

Tableau 2.10. Modèle linéaire généralisé (GLM) pour la distribution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 en utilisant un lien logarithmique. S : rapport de la surface de nidification par la superficie de l'île, T_{40} : Somme des tonnages dans un rayon de 40 km autour des colonies, Ton : Tonnage de la décharge la plus proche.

	Coefficients	Erreur standard	t	p	
(Intercept)	5,55e-01	2,20e-01	2,524	0,0176	*
S^2	-1,48e+00	6,07e-01	-2,44	0,0213	*
T_{40}^2	-1,30e-12	5,11e-13	-2,536	0,0171	*
Ton^2	5,24e-11	4,73e-11	1,109	0,2768	
$T_{40} \times S$	1,87e-06	1,21e-06	1,549	0,1326	
S	1,80e+00	6,71e-01	2,677	0,0123	*
Ton	-3,51e-06	7,22e-06	-0,486	0,6307	
$S \times \text{Ton}$	-1,41e-05	7,87e-06	-1,787	0,0847	.

*p ≤ 0,05 ; **p ≤ 0,01 ; ***p ≤ 0,001

La part d'explication de chacune des variables est détaillée dans le Tableau 2.11. Les variables qui ont les parts d'explication les plus fortes sont « S^2 » avec 14,29 % de la déviance

observée, « S » avec 8,09 % puis l'interaction « S x Ton » qui explique 5,87 % de la déviance observée. L'ajustement des valeurs de densités observées et les valeurs prédites par ce modèle GLM (Eq. (2)) pour les îles et îlots du littoral provençal en 2000 est donné par la Figure 2.2.

Tableau 2.11. Part d'explication (% déviance) des variables intégrées dans le modèle linéaire généralisé (GLM) pour la distribution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 en utilisant un lien logarithmique. S : rapport de la surface de nidification par la superficie de l'île, T₄₀ : Somme des tonnages dans un rayon de 40 km autour des colonies, Ton : Tonnage de la décharge la plus proche.

Variables	% déviance
S ²	14,29
S	8,09
S x Ton	5,87
T ₄₀ ²	1,49
Ton ²	1,09
T ₄₀ x S	0,79
Ton	0,37

Ce modèle GLM relatif à la distribution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000 (Eq. (2)) implique que les îles dont les densités de goélands nicheurs sont les plus importantes sont globalement celles dont la surface de nidification (en ha) est la plus importante (Tableau 2.10. et 2.11.). Par ailleurs, les îles ayant une accessibilité aux décharges forte, couplée à des surfaces de nidification proportionnellement importantes (S), présentent des densités assez faibles (interaction S x Ton, effet négatif, Tableau 2.10. et 2.11.). Ce dernier paramètre traduit très probablement la situation des îles du Frioul qui sont les plus proches des grandes décharges peri-marseillaises et dont l'essentiel de la superficie est utilisée pour la nidification en 2000 alors que l'effectif est assez faible en comparaison à la surface disponible et à ce qui peut être observé sur les autres grandes îles de Marseille. Cela se traduit par des densités assez faibles alors même que toutes les conditions recherchées par les goélands pour le choix de leur site de nidification semblent réunies. L'étude de la dynamique démographique sur ces îles en particulier devrait nous fournir quelques éléments de réponses aux contradictions relevées ici (III.2.). Il faut tout particulièrement noter que plusieurs des variables d'accessibilité aux décharges, notamment le tonnage de la décharge la plus proche et les tonnages accessibles dans le rayon

de prospection du Goéland leucophée, font partie des variables ayant un effet significatif sur la distribution des densités de goélands nicheurs sur les îles et îlots considérés, aussi bien seules qu'en interaction avec la variable de proportion de surface de nidification sur chacune des îles (Tableau 2.10. et 2.11.).

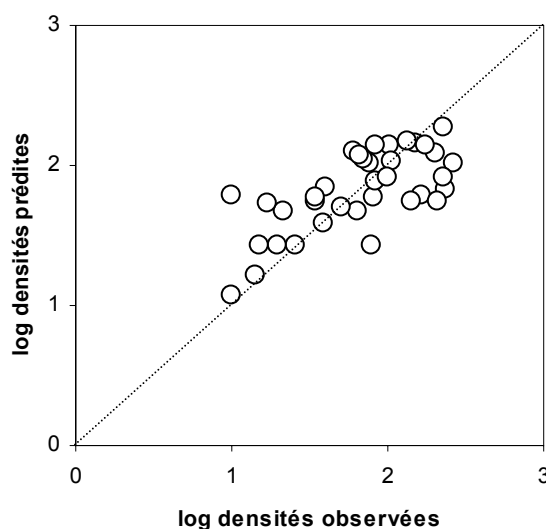


Figure 2.2. Ajustement des valeurs observées et des valeurs prédites par le modèle linéaire généralisé (GLM, lien logarithmique, Eq. (2)) des densités de Goélands leucophées nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal en 2000. La ligne pointillée correspond à l'égalité des valeurs observées et des valeurs prédites.

La densité de goélands nicheurs semble être un paramètre beaucoup plus complexe à expliquer que la distribution spatiale des effectifs. Ceci peut être dû à la diversité des sites que nous avons considéré dans cette étude. En effet, une étude précédente réalisée sur les seules îles des archipels de Marseille a mis en évidence que le principal facteur influençant les densités de goélands nicheurs sur ces îles était l'éloignement de ces îles par rapport au site initial d'implantation (Vidal *et al.* 2001). Or dans notre étude un tel effet ne ressort pas et il est tout à fait probable que les colonies installées sur les îles d'Hyères aient un fonctionnement autonome impliquant que les densités de goélands nicheurs sur ces îles répondent à des facteurs indépendants de ceux mis en évidence sur les îles de Marseille. Dans notre approche, la variable environnementale ayant le plus de poids est le rapport de surface (S) entre la superficie totale de l'île et la surface de nidification réelle. Ce paramètre est

déterminant pour les îles siliceuses qui ne fournissent le plus souvent que leur frange littorale comme habitat disponible pour la nidification. Ainsi, la plus grande île de notre étude est Porquerolles avec plus de 1000 ha (archipel des îles d'Hyères) alors que la surface réellement disponible pour la nidification sur cette île s'avère être inférieure à 20 ha. Pour les îles de Marseille, la quasi-totalité de leur surface est disponible pour la nidification, cette variable sera donc moins déterminante. Pour autant, la distribution de la densité des goélands nicheurs au sein des îles de Marseille n'est pas homogène. D'une part, les densités importantes qui ont été recensées sur les îles de l'Archipel de Riou, et les densités assez faibles observées sur l'archipel du Frioul, semblent traduire l'historique de la colonisation des Goélands leucophées (Vidal *et al.* 2001). Paradoxalement, l'île de Riou n'héberge pas la colonie la plus dense alors même que c'est le site initial d'implantation des Goélands leucophées. Ceci pourrait être dû au probable comportement « despotique » du Goéland leucophée (Bosch & Sol 1998, Vidal *et al.* 2001) qui implique l'absence d'adéquation entre la qualité d'un site et la densité de goélands nicheurs. Ainsi, outre l'aspect de spécificité des sites de nidification et de leur historique, le probable comportement « despotique » de l'espèce est un paramètre important à considérer pour l'étude des densités de goélands nicheurs.



III.2. Influence de l'accessibilité aux décharges sur la dynamique démographique des Goélands leucophées

III.2.1. Evolution globale des effectifs de 1982 à 2000

Tableau 2.12. Evolution des effectifs des Goélands leucophées nicheurs (en %) et taux de multiplication annuel $\bar{\lambda}$ sur 28 îles et îlots provençaux entre 1982 et 2000. Les effectifs sont donnés en nombre de couples nicheurs.

Îles et îlots	Observateurs	Effectifs 1982	Effectifs 2000	Evolution	$\bar{\lambda}$
Îles de Marseille					
Ratonneau	Fernandez, O. 1982 ¹	304	1799	491,8	1,02
Pomègues	Fernandez, O. 1982 ¹	265	2449	824,2	1,03
Tiboulon de Ratonneau	Fernandez, O. 1982 ¹	20	75	275,0	1,08
Archipel du Frioul		589	4323	634,0	1,12
Riou	Launay, G. 1983	6000	6111	1,8	1,00
Maïre	Launay, G. 1983	800	1604	100,5	1,04
Jarre et Jarron	Launay, G. 1983	800	1845	130,6	1,05
Plane	Launay, G. 1983	1000	1965	96,5	1,04
Tiboulon de Maïre	Launay, G. 1983	60	119	98,3	1,04
Grand Congloué	Launay, G. 1983	80	223	178,8	1,06
Petit Congloué	Cheyland, G. & Vidal, P. 1982 ¹	10	24	140,0	1,05
Impériaux	Cheyland, G. & Vidal, P. 1982 ¹	8	6	-25	0,98
Archipel de Riou		8758	11897	35,8	1,02
Îles du Var					
Verte	Cheyland, G. & Vidal, P. 1982 ¹	5	113	2160,0	1,19
Grand Rousseau	Cheyland, G. & Vidal, P. 1982 ¹	15	98	553,3	1,11
Porquerolles	Vidal, P. & Gallner, J-C. 1982 ¹	1495	1239	-17,1	0,99
Le Levant	Launay, G. 1983	2255	1343	-40,4	0,97
Port-Cros	Launay, G. 1983	450	619	37,6	1,01
Bagaud	Launay, G. 1983	650	667	2,6	1,00
Grand Ribaud	Launay, G. 1983	130	150	15,4	1,01
Gabinière	Launay, G. 1983	65	104	60,0	1,03
Petit Langoustier	Vidal, P. & Gallner, J-C. 1982 ¹	40	38	-5,0	1,00
Gros Sarranier	Vidal, P. & Gallner, J-C. 1982 ¹	120	103	-14,2	0,99
Île Longue	Launay, G. 1983	20	51	155,0	1,05
Cap Rousset	Vidal, P. & Gallner, J-C. 1982 ¹	20	36	80,0	1,03
Petit Ribaud	Launay, G. 1983	12	42	250,0	1,07
Petit Sarranier	Vidal, P. & Gallner, J-C. 1982 ¹	50	17	-66,0	0,94
La Redonne	Launay, G. 1983	1	12	1100,0	1,15
La Ratonière	Launay, G. 1983	15	39	160,0	1,05
Les Fourmiguës	Launay, G. 1983	8	3	-62,5	0,95
Archipel des îles d'Hyères		5331	4463	-16,3	0,99
Total îles et îlots:		14698 couples	20894 couples	+ 42,2 %	1,02

¹Guyot et al. 1985

$\bar{\lambda}$: taux moyen de multiplication annuel entre deux recensements

$$\bar{\lambda} = \sqrt[n]{Ef / Ei}$$

n: nombre d'années entre deux recensements

Ef: effectif final; Ei: effectif initial

Depuis 1982 les effectifs de Goélands leucophées du littoral provençal ont connu une évolution globale positive de + 42,2 % (Tableau 2.12.). La plus importante augmentation d'effectifs a eu lieu pour l'île Verte (+ 2160 %), l'îlot de La Redonne (+ 1100 %) l'îlot du Grand Rouveau (+ 553,3 %) et pour les îles du Frioul (+ 824,2 % pour Pomègues et + 491,8 % pour Ratonneau). La plupart des autres sites conservent des effectifs assez stables, à l'exception de certaines colonies des îles d'Hyères qui présentent une diminution importante de leurs effectifs, jusqu'à - 40 % (Le Levant). Au niveau des archipels, on observe donc une forte augmentation pour l'archipel du Frioul (+ 634 %), une augmentation modérée sur l'archipel de Riou (+ 35,8 %) et une tendance à la baisse pour l'archipel des îles d'Hyères. Les taux moyens de multiplication annuelle traduisent ces tendances avec une stabilisation des effectifs sur les îles de l'archipel de Riou ($\bar{\lambda} = 1,02$), une colonisation importante de l'archipel du Frioul ($\bar{\lambda} = 1,12$) et une diminution des effectifs sur les îles d'Hyères ($\bar{\lambda} = 0,99$).

Le meilleur modèle GLM relatif à l'évolution des effectifs de goélands nicheurs entre 1982 et 2000 explique 69,68 % de la déviance observée. Il est composé des variables « Surface de nidification en 1982 » (sn82), « isolement », « Taux d'accroissement du Tonnage de la décharge la plus proche » (Ta Ton), « somme des tonnages dans un rayon de 40 km autour des colonies en 1982 » (T₄₀ 1982), des formes quadratiques « sn82² », « isolement² » et « T₄₀ 1982² » et des interactions « sn82 x isolement », « isolement x T₄₀ 1982 » (Tableau 2.13.).

Tableau 2.13. Modèle linéaire généralisé (GLM) pour l'évolution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 en utilisant un lien logarithmique. Ta Ton : Taux d'accroissement du tonnage de la décharge la plus proche entre 1982 et 2000, sn 82 : Surface de nidification en 1982, T₄₀ 1982 : somme des tonnages dans un rayon de 40 km autour des colonies en 1982

	Coefficients	Erreur standard	t	p	
(Interception)	-1,01e+00	2,87e-01	-3,534	0,00222	**
isolement	-5,71e-05	1,56e-05	-3,669	0,00163	**
isolement ²	2,86e-09	1,07e-09	2,679	0,01486	*
Ta Ton	1,44e+00	3,23e-01	4,458	0,00027	***
sn 82	1,34e-03	1,18e-03	1,13	0,27249	.
sn 82 ²	-6,12e-05	2,94e-05	-2,081	0,05117	.
T ₄₀ 1982	-1,96e-06	6,70e-07	-2,922	0,00874	**
T ₄₀ 1982 ²	2,15e-12	1,17e-12	1,83	0,08293	.
isolement x T ₄₀ 1982	1,39e-10	4,10e-11	3,397	0,00303	**
isolement x sn 82	6,68e-07	3,75e-07	1,784	0,09041	.

L'équation (Eq. (3)) de ce modèle GLM est la suivante :

$$\text{Eq. (3)} : g(\log(Tx \text{ accroisst effectifs})) = -1,01 - 5,71e-05 \text{ isolement} + 2,86e-09 \text{ isolement}^2 + 1,44 \text{ Ta Ton} + 1,34e-03 \text{ sn82} - 6,12e-05 \text{ sn82}^2 - 1,96e-06 \text{ T40 1982} + 2,15e-12 \text{ T40 1982}^2 + 1,39e-10 \text{ isolement} \times \text{T40 1982} + 6,68e-07 \text{ isolement} \times \text{sn.82}$$

La part d'explication de chacune des variables est détaillée dans le Tableau 2.14. Les variables qui ont les parts d'explication les plus fortes sont « isolement » avec 16,81 % de la déviance observée, « Ta Ton » avec 12,79 % et « isolement² » qui explique 12,73 % de la déviance observée. L'ajustement des taux d'accroissement des effectifs observés et les taux d'accroissement des effectifs prédits par ce modèle GLM (Eq. (3)) pour les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 est donnée par la Figure 2.3.

Tableau 2.14. Part d'explication des variables intégrées dans le modèle linéaire généralisé (GLM) pour l'évolution des effectifs de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 en utilisant un lien logarithmique.

Variables	% déviance
isolement	16,81
Ta Ton	12,79
isolement ²	12,73
isolement x T ₄₀ 1982	8,83
isolement x sn82	5,76
sn82 ²	5,61
Surf. nidif. 1982	4,80
T40 1982 ²	0,70
T40 1982	0,30

Ce modèle GLM relatif à l'évolution des effectifs de goélands nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 (Eq. (3)) implique que les îles ayant connu les plus fortes augmentation d'effectifs de goélands nicheurs entre 1982 et 2000 sont celles dont l'isolement (éloignement au continent) est le moins important (effet négatif, Tableau 2.13. et 2.14.), mais également celles ayant connu un accroissement du tonnage de la décharge la plus proche entre 1982 et 2000 (Ta Ton, effet positif Tableau 2.13. et 2.14.). Ces résultats sont probablement en grande partie lié au cas de l'île Verte qui a connu une augmentation très importante de ses effectifs de goélands nicheurs sur la période considérée et qui n'est située qu'à 600 m du continent. Il semble raisonnable de penser que l'ouverture d'une

décharge à La Ciotat au cours des années 80, donc à moins de 5 km de l'île Verte, ait permis l'établissement d'une véritable colonie de Goélands leucophées (113 couples nicheurs, Tableau 2.12.) sur cette île qui, en 1982, n'hébergeait que 5 couples. Mais le paramètre d'accessibilité alimentaire traduit également la situation des îles de Marseille, et notamment les îles de l'archipel de Riou, pour lesquelles les mises en service de décharges à proximité ont eu lieu au cours des années 80 ce qui a probablement permis que les effectifs soient toujours en augmentation alors même que les habitats de nidification semblent être presque totalement saturés. La quantité de déchets qui était accessibles en 1982 dans la zone de prospection du Goéland leucophée semble particulièrement importante, malgré sa faible part d'explication de la déviance observée, dans la mesure où le fait d'oter cette variable (T_{40} 1982), et sa forme quadratique ($T_{40} 1982^2$), du modèle GLM faisait perdre la significativité de l'ensemble. Du fait de son effet négatif (Tableau 2.13.), il est probable qu'il fasse référence à la situation observée dans l'archipel des îles d'Hyères où malgré un tonnage accessible dans le rayon de prospection des colonies de près de 300000 tonnes en 1982, l'évolution des effectifs est globalement négative entre 1982 et 2000. La baisse des effectifs recensés est probablement due à la baisse du tonnage accessible dans le rayon de prospection suite à la mise en service de l'incinérateur de Toulon en 1984.

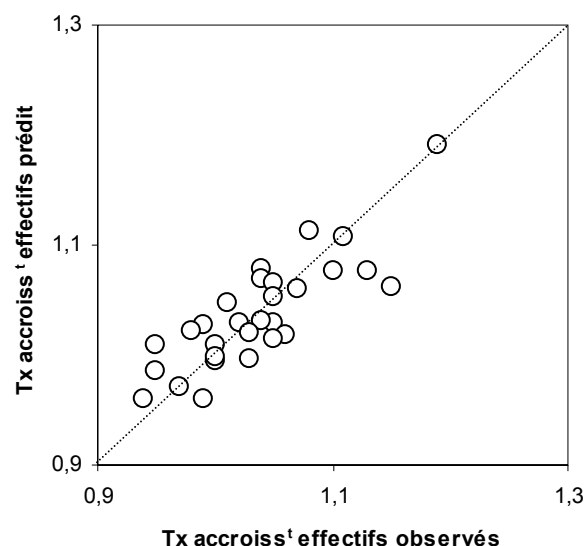


Figure 2.3. Ajustement des taux d'accroissement entre 1982 et 2000 des effectifs observés et des taux d'accroissement entre 1982 et 2000 des effectifs prédits par le modèle linéaire généralisé (GLM, lien logarithme, Equ (3)) sur les îles et îlots du littoral provençal. La ligne pointillée correspond à l'égalité des valeurs observées et des valeurs prédites.

L'évolution des effectifs de Goélands leucophées nicheurs est globalement positive sur les vingt dernières années (+ 42,2 %). Cette tendance positive est en majeure partie due à la forte augmentation des effectifs de goélands sur l'archipel du Frioul dans la mesure où les effectifs sont restés globalement stables sur l'archipel de Riou alors qu'une baisse des effectifs de plus de 16 % était enregistrée sur les îles d'Hyères. Ainsi, la population provençale de Goélands leucophées est toujours en phase d'expansion même si celle-ci semble moins forte que celle que l'on a connue au cours des décennies précédentes. Sur les îles de l'archipel de Riou, l'ancienneté des colonies implique que la majeure partie des sites disponibles pour la nidification semblent utilisés. Ainsi l'évolution observée sur ces sites traduirait notamment la saturation de ces îles qui aurait pour effet de limiter le recrutement de nouveaux reproducteurs. Parallèlement, une forte colonisation a été observée sur les grandes îles de l'archipel du Frioul qui se traduit par l'augmentation de leur effectif de goélands nicheurs d'une part, et par l'augmentation de la surface de l'île utilisée pour la nidification d'autre part (II.1.2., 90 ha supplémentaires).

Au cours des vingt dernières années, les îles les moins isolées sont celles qui ont connu les plus fortes augmentations d'effectifs. Outre le cas de l'île Verte vu plus haut, l'importance de ce paramètre peut être également liée au fait que l'archipel du Frioul, situé à moins de 2 km du continent, a connu une phase de colonisation importante au cours de cette période. L'importance de l'isolement est peut-être donc un simple artefact dû au patron dynamique original qui prévaut sur les îles de l'archipel du Frioul et de l'île Verte, d'autant plus qu'il traduit un fonctionnement inverse de celui habituellement observé de l'attrait des goélands pour les sites les plus éloignés (e.g. Scarton & Valle, Bosch & Sol 1998). Ce résultat appuie également l'hypothèse d'une saturation des colonies les plus anciennes se traduisant par un recrutement important sur des îles à proximité où l'habitat de nidification potentiel est disponible pour la reproduction.

A la différence de l'éloignement, l'importance du taux d'accroissement du tonnage de la décharge la plus proche de la colonie (Ta Ton) entre 1982 et 2000, ainsi que les autres variables d'accessibilité en décharges significatives dans le modèle GLM (Eq. (3)) semblent bien expliquer les tendances d'évolution qui ont été observées à la fois sur les îles d'Hyères et de Marseille. Dans la zone peri-marseillaise, les effectifs de goélands nicheurs recensés en 2000 sont tous en augmentation depuis 1982 bien que les habitats de nidification soient

saturés sur la majorité des sites. Cette tendance s'explique essentiellement du fait de l'accessibilité en décharge de la zone qui a elle aussi augmenté au cours de la même période, aussi bien au niveau du nombre de décharges disponibles que du tonnage traité annuellement, et pour les îles situées les plus à l'est de la zone péri-marseillaise, cette augmentation de la disponibilité s'est faite en association avec une baisse de la distance à parcourir pour atteindre la décharge la plus proche. A l'inverse, la tendance globale relevée sur les îles d'Hyères est à la baisse des effectifs recensés entre 1982 et 2000. Les décharges étant les zones d'alimentation préférentielles des goélands dans notre zone d'étude, la baisse drastique de disponibilité alimentaire à proximité des colonies qui a eu lieu en 1984 suite à la mise en service de l'incinérateur est probablement fortement responsable de cette situation. Dans une situation assez similaire, Pons (1992*a, b*) a pu mettre en évidence les très nets effets consécutifs à la fermeture de la décharge de Brest sur une population de Goélands argentés. Le premier effet a été la baisse de la fécondité de la population, associée à une émigration élevée, qui s'est traduit par une baisse du taux de croissance de la population. Ainsi, les paramètres d'accessibilité aux décharges considérés à une large échelle (« régionale ») semblent être les facteurs qui vont déterminer la tendance d'accroissement ou de baisse de la taille des colonies, ce qui corrobore ce qui avait été mis en évidence par Pons (1992*a, b*) dans le cas plus local des goélands d'une colonie s'alimentant sur une décharge.

III.2.2. Evolution de la densité de goélands de 1982 à 2000

Les îles ayant connu la croissance de la densité de goélands nicheurs la plus importante sont principalement des îlots ou des îles de petite taille (Tableau 2.15.). Les grandes îles d'Hyères montrent une tendance à la stabilisation (Port-Cros $\bar{\lambda} = 1,01$, Bagaud $\bar{\lambda} = 1,00$) ou à la baisse de la densité (Porquerolles $\bar{\lambda} = 0,99$, Le Levant $\bar{\lambda} = 0,97$). Au sein des îles de Marseille, alors que Maire, Jarre et Jarron et Plane montrent une augmentation sensible de leur densité (Maire $\bar{\lambda} = 1,04$, Jarre et Jarron $\bar{\lambda} = 1,05$, Plane $\bar{\lambda} = 1,04$) alors que la densité de Riou reste stable (Riou $\bar{\lambda} = 1,00$) et les îles du Frioul connaissent une légère augmentation (Pomègues $\bar{\lambda} = 1,03$, Ratonneau $\bar{\lambda} = 1,02$).

Tableau 2.15. Taux moyen de multiplication annuel de densité ($\bar{\lambda}$) de goélands nicheurs sur 28 îles et îlots provençaux entre 1982 et 2000. Les effectifs sont donnés en nombre de couples nicheurs, sn 1982 : surface de nidification en 1982, les densités sont données en couples par hectares (cp/ha) de surface de nidification, les densités de 2000 sont rappelées dans la mesure où elles ont été utilisées pour calculer le taux de multiplication annuel de densité entre 1982 et 2000 ($\bar{\lambda}$).

Ile ou îlot	Effectifs 1982	sn 1982	Densité 1982	Densité 2000	$\bar{\lambda}$ densité
Verte	5	2,79	1,79	40,50	1,19
La Redonne	1	0,60	1,67	20,00	1,15
Grand Rouveau	15	1,39	10,81	70,61	1,11
Tiboulen de Ratonneau	20	0,36	55,44	207,91	1,08
Petit Ribaud	12	0,24	50,57	176,98	1,07
Grand Congloué	80	1,11	71,91	200,44	1,06
La Ratonnière	15	0,50	30,00	78,00	1,05
île Longue	20	2,00	10,00	25,50	1,05
Petit Congloué	10	0,28	35,30	84,73	1,05
Jarre et Jarron	800	12,26	65,27	150,53	1,05
Maïre	800	19,54	40,94	82,08	1,04
Tiboulen de Maïre	60	0,53	114,05	226,20	1,04
Plane	1000	7,46	134,13	263,56	1,04
Pomègues	265	12,59	21,05	38,51	1,03
Cap Rousset	20	0,16	125,97	226,74	1,03
Gabinière	65	0,45	145,33	232,53	1,03
Ratonneau	304	12,21	24,91	34,77	1,02
Port-Cros	450	10,81	41,63	51,00	1,01
Grand Ribaud	130	1,79	72,75	83,94	1,01
Bagaud	650	8,67	74,95	76,91	1,00
Riou	6000	59,68	100,54	102,40	1,00
Petit Langoustier	40	0,62	64,50	61,27	1,00
Gros Sarranier	120	0,76	158,65	136,18	0,99
Porquerolles	1495	17,77	84,13	65,11	0,99
Impériaux	8	0,09	88,12	66,09	0,98
Le Levant	2255	126,75	17,79	10,07	0,97
Les Fourmigues	8	0,20	40,00	15,00	0,95
Petit Sarranier	50	0,16	315,69	107,33	0,94

$\bar{\lambda}$: taux moyen de multiplication annuel entre deux recensements

$$\bar{\lambda} = \sqrt[n]{Df / Di}$$

n: nombre d'années entre deux recensements

Df: densité finale; Di: densité initiale

Le meilleur modèle GLM relatif à l'évolution des densités de goélands nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 explique 64,59 % de la déviance observée. Il est composé des variables « isolement » et « Tonnage de la décharge la plus proche en 1982 » (Ton 1982), de leurs formes quadratiques « isolement² », « Ton 1982² » et des interactions « isolement x Ton 1982 » et « Ton 1982 x Taux d'accroissement du tonnage

de la décharge la plus proche entre 1982 et 2000 (Ta Ton) » (Tableau 2.16.). L'équation (Eq. (4)) de ce modèle GLM est la suivante :

$$\text{Eq. (4) : } g(\log(Tx \text{ accroiss densités})) = 1,27e+01 + 2,73e-09 \text{ isolement}^2 + 9,41e-06 \text{ Ton 1982} \times \\ \text{Ta Ton} + 1,18e-09 \text{ Ton 1982}^2 + 1,94e-05 \text{ isolement} - 2,72e-04 \text{ Ton 1982} - 3,46e-10 \\ \text{isolement} \times \text{Ton. 1982}$$

Tableau 2.16. Modèle linéaire généralisé (GLM) pour l'évolution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 en utilisant un lien logarithmique. Ton 1982 : Tonnage de la décharge la plus proche en 1982, Ta Ton: Taux d'accroissement du tonnage de la décharge la plus proche entre 1982 et 2000.

	Coefficients	Erreur standard	t	p	
(Interception)	1,27e+01	2,69e+00	4,736	1,00E-04	***
isolement ²	2,73e-09	1,05e-09	2,598	0,01641	*
Ton 1982 x Ta Ton	9,41e-06	4,69e-06	2,008	0,05711	.
Ton 1982 ²	1,18e-09	2,49e-10	4,739	9,92E-05	***
isolement	1,94e-05	1,29e-05	1,503	0,14717	
Ton 1982	-2,72e-04	5,67e-05	-4,786	8,85E-05	***
isolement x Ton 1982	-3,46e-10	1,11e-10	-3,109	0,00512	**

La part d'explication de chacune des variables est détaillée dans le Tableau 2.17. Les variables qui ont les parts d'explication les plus fortes sont « isolement » et « isolement² » qui expliquent respectivement 16,38 % et 11,12 % de la déviance observée puis l'interaction « isolement x Ton 1982 » qui explique 10,86 % de la déviance observée. L'ajustement des taux d'accroissement des densités observés et les taux d'accroissement des densités prédits par ce modèle GLM (Eq. (4)) pour les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 est donnée par la Figure 2.4.

Tableau 2.17. Modèle linéaire généralisé (GLM) pour l'évolution des densités de Goélands leucophées sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 en utilisant un lien logarithmique. Ton 1982 : Tonnage de la décharge la plus proche en 1982, Ta Ton: Taux d'accroissement du tonnage de la décharge la plus proche entre 1982 et 2000.

Variables explicatives	% déviance
isolement	16,38
isolement ²	11,12
isolement x Ton 1982	10,86
Ton 1982	3,09
Ton 1982 ²	3,04
Ton 1982 x Ta Ton	2,76

Ce modèle GLM relatif à l'évolution des densités de goélands nicheurs sur les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000 (Eq. (4)) implique que les îles ayant connu les plus fortes augmentations de densités de goélands nicheurs entre 1982 et 2000 sont celles dont l'isolement (éloignement au continent) est le plus important (effet positif, Tableau 2.16. et 2.17.), ou alors ce sont les îles assez proche du continent avec une accessibilité en décharge assez faible en 1982 (interaction isolement x Ton 1982, effet négatif, Tableau 2.16. et 2.17.). Il est intéressant de constater que les variables d'accessibilité en décharges ont une place prépondérante dans l'explication des tendances d'évolution des densités de goélands nicheurs dans notre zone d'étude (Tableau 2.16. et 2.17.).

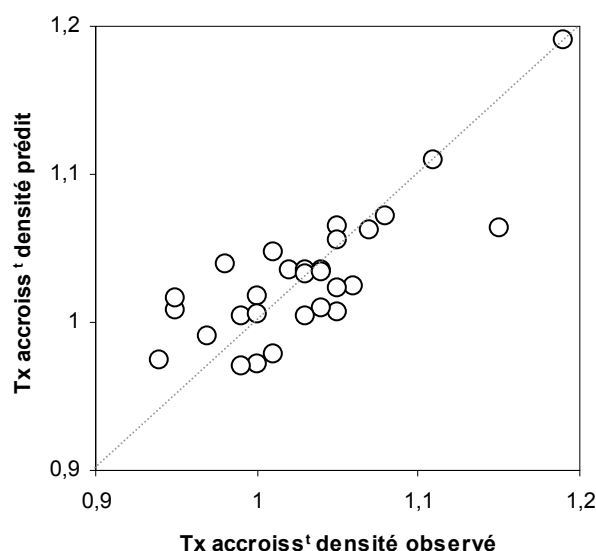


Figure 2.4. Ajustement des taux d'accroissement des densités observés et les taux d'accroissement des densités prédits par le modèle linéaire généralisé (GLM, lien logarithmique, (Equ (4)) pour les îles et îlots du littoral provençal entre 1982 et 2000. La ligne pointillée correspond à l'égalité des valeurs observées et des valeurs prédites.

Les croissances de densité les plus importantes ont été observées sur des petits îlots ainsi que sur l'île Verte. Du fait de la faible superficie de ces îlots une légère augmentation du nombre de couples nicheurs va se traduire par une forte augmentation de la densité. En outre l'installation de couples nicheurs sur les îlots auparavant désertés, ou non encore colonisés, semble être assez aléatoire. Aussi la forte augmentation de densité de goélands nicheurs sur les îlots ne peut pas être considérée comme révélatrice d'un phénomène global.

Par contre, la forte augmentation de densité de goélands nicheurs observée sur l'île Verte (15 ha dont 2,79 ha de surface disponible pour la nidification) s'explique probablement par l'augmentation de disponibilité alimentaire consécutive à l'ouverture en 1986 d'une décharge à La Ciotat à seulement 5 km de l'île. Cette modification d'une variable de disponibilité alimentaire a probablement modifié l'attractivité de cette île comme site de nidification. Le cas de l'île Verte est particulièrement intéressant puisque cette île, qui a connu les plus fortes augmentations d'effectifs de densité de goélands nicheurs entre 1982 et 2000, ne répond à aucun des critères topographiques reconnus comme déterminant le choix du site de nidification chez le Goéland leucophée (e.g. Scarton & Valle 1996, Bosch & Sol 1998, Vidal *et al.* 2001). En effet, cette île très proche du continent (600 m) est accessible par navette aux touristes dès le printemps, c'est-à-dire pendant la période de reproduction, et de plus elle est boisée sur l'essentiel de sa superficie. Le nombre de goélands nicheurs sur cette île jusqu'aux années 80, 5 couples en 1982, était cohérent avec la conjonction de ces facteurs, or en vingt ans il semble qu'une véritable colonie se soit désormais installée (113 couples). Ce résultat souligne très clairement l'influence d'une augmentation aussi radicale des ressources alimentaires disponibles. Ainsi, il semble bien que se soient les paramètres relatifs à la disponibilité et à l'accessibilité des ressources alimentaires qui déterminent l'installation d'une colonie sur un site donné et non les critères topographiques. Pour autant, nous avons pu voir que l'influence de ces critères topographiques a un effet significatif et souvent important sur le choix des sites de nidification chez le Goéland leucophée, ainsi que sur la taille des colonies et la dynamique démographique. Le fait est que nous travaillons sur des colonies anciennes, qui étaient toutes en place dès les années 50 (Vidal *et al.* 2004). L'installation des colonies ayant été antérieure à la mise en service des décharges, les critères de choix initiaux n'ont très probablement considéré que des paramètres propres aux îles et notamment les paramètres topographiques. De plus, les sites de nidification potentiellement disponibles (îles côtières), sont géographiquement séparés tout en faisant partie d'archipels (au nombre de trois dans notre zone d'étude). Le regroupement au sein d'un archipel implique que les îles vont répondre globalement aux mêmes critères topographiques généraux tels que l'isolement. Cet aspect historique de la colonisation, associé au caractère discontinu de l'environnement qui implique que les goélands ne peuvent choisir leurs sites de nidification que parmi des habitats pré-déterminés que constituent les îles rocheuses,

expliquent que les critères topographiques ressortent toujours comme facteurs explicatifs bien que leur rôle semble en fait limité au regard de l'influence des variables alimentaires.

Il est intéressant de noter que malgré les fortes augmentations d'effectifs enregistrées sur les grandes îles de l'archipel du Frioul, les densités de goélands nicheurs ne présentent qu'une évolution modérée sur les vingt dernières années. Ceci s'explique par le fait qu'en 1982 seules quelques petites zones de ces îles étaient utilisées pour la nidification alors qu'en 2000 la quasi-totalité des îles de Pomègues et de Ratonneau est colonisée par les goélands nicheurs. Ainsi cette augmentation de surface utilisée pour la nidification atténue l'effet de l'augmentation des effectifs sur l'augmentation de la densité de goélands nicheurs. Ce résultat implique que ces îles, qui ont déjà connu la plus forte colonisation ces vingt dernières années, sont encore loin d'être saturées en espace disponible et qu'elles sont susceptibles d'accueillir des populations plus importantes de goélands.

Dans ce chapitre, nous avons pu confirmer l'importance des paramètres topographiques, et plus particulièrement de l'isolement des îles, pour le choix des sites de nidification chez le Goéland leucophée, ainsi que sur la taille des colonies et la dynamique démographique comme cela avait pu être mis en évidence précédemment pour les goélands (Launay 1985, Monbailliu & Torre 1986, Fasola & Canova 1992, Goutner 1992, Scarton & Valle 1996, Bosch & Sol 1998). Mais l'intérêt de ce chapitre tient essentiellement dans la mise en œuvre d'une méthode d'analyse qui nous a permis de considérer également les paramètres relatifs à l'accessibilité aux ressources alimentaires. Cette méthode a souvent été employée au cours de la dernière décennie pour traiter de la prédiction d'espèces, aussi bien animales que végétales, mais paradoxalement très peu d'études sur les goélands ont utilisé cette méthode (Martinez-Abrain *et al.* 2003). L'utilisation de cette méthode nous a permis de mettre en évidence l'influence forte des paramètres relatifs à l'accessibilité des ressources alimentaires sur la distribution spatiale et la dynamique démographique des colonies de goélands qui jusqu'à présent était suspectée (Pons 1992a). Ainsi, les goélands sélectionnent les îles qui vont leur permettre d'avoir la meilleure accessibilité aux décharges tout en répondant au mieux à leurs critères topographiques de sélection de l'habitat. Les paramètres recherchés sont alors la réduction de la distance à parcourir pour atteindre le site

d'alimentation, en l'occurrence la décharge (Hunt 1972), ou encore la quantité de déchets accessibles dans plusieurs décharges dans le rayon de prospection alimentaire de l'espèce.

Le fait que les paramètres de ressources alimentaires ressortent comme ayant une influence significative sur la distribution spatiale des colonies, ainsi que sur leur dynamique démographique, confirme que ce type de paramètre alimentaire est à prendre en compte, en plus des paramètres topographiques des sites, afin de pouvoir avoir une vision globale du fonctionnement complexe qu'est le choix des sites de nidification chez les oiseaux marins coloniaux, et notamment côtiers. Afin de poursuivre cette approche nous nous sommes intéressés à l'influence de ces paramètres d'accessibilité aux décharges sur les paramètres démographiques des colonies à deux niveaux d'approche : le suivi pluriannuel du volume des oeufs sur six colonies, et le suivi fin d'une saison de reproduction sur deux colonies situées aux extrémités du gradient d'accessibilité en décharges (Chapitre 3).

Le suivi de la dynamique démographique des populations de Goélands leucophées est à poursuivre dans les prochaines années sur les îles du littoral provençal, et plus particulièrement sur les îles du Frioul dans la mesure où ces îles répondent aux critères de sélection des sites de nidification tout en ayant la plus forte disponibilité en décharges de toutes les îles du littoral.

IV. Références

A

- Akaike, H. 1973. *Information theory and an extension of the maximum likelihood principle*. In: Petrov, B.N., Csaki, F. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium On Information Theory*. Akademia Kiado, Budapest, pp. 267-281
- ADEME, 2000. 1975-2000, Evolution de la gestion des déchets ménagers, consultable sur <http://www.ademe.fr/Collectivites/Dechets-new/Mots-chiffres/evolution/Default.htm>
- Auger, P. & Poggiale, J-C. 1996. Emergence of population growth models: fast migration and slow growth. *Journal of Theoretical Biology*, **182**: 99-108.

B

- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, Londres, UK.
- Bosch, M. & Sol, D. 1998. Habitat selection and breeding success in Yellow-legged gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, **140**: 415-421.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F.J & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 369-385.
- Brown, C.R., Brown, M.B. & Ives, A.R. 1992. Nest placement relative to food and its influence on the evolution of avian coloniality. *The American Naturalist*, **138**: 205-218.
- Brown, C.R., & Rannala, B. 1995. Colony choice in birds: models based on temporally invariant site quality. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, **36** : 221-228.
- Buckley, N.J. 1997. Spatial-concentration effects and the importance of local enhancement in the evolution of colonial breeding in seabirds. *The American Naturalist*, **149**: 1091-1112.
- Bukacinski, D. & Bukacinska, M. 1993. The changes in numbers and distribution of the Black-headed gull (*Larus ridibundus*) breeding population on the Vistula river in the years 1962-1993. *The Ring*, **15**: 159-164.
- Bukacinska, M., D. Bukacinski and A.L. Spaans. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *The Auk*, **113**: 300-309.
- Burger, J. & Gochfeld, D. 1981. Colony and habitat selection of six Kelp gull *Larus dominicanus* colonies in South Africa. *Ibis*, **123**: 298-310.
- Burger, J. & Gochfeld, D. 1987. Nest-site selection in Mew gulls (*Larus canus*): a comparison of marsh and dry-land colonies. *Wilson Bulletin*, **99**: 673-687.
- Burger, J. & Gochfeld, D. 1988. Habitat selection in Mew gulls: small colonies and site plasticity. *Wilson Bulletin*, **100**: 395-410.
- Burger, J. & Lesser, F. 1980. Nest site selection in an expanding population of Herring gulls. *Journal of Field Ornithology*, **51**: 270-280.
- Burger, J., Gochfeld, M., Gochfeld, D.J. & Saliva, J.E. 1989. Nest site selection in Zenaida Dove (*Zenaida aurita*) in Puerto Rico. *Biotropica*, **21** : 244-249.

C

- Cairns, D.K. 1989. The regulation of seabird colony size: a hinterland model. *The American Naturalist*, **134**: 141-146.
- Calladine, J. 1997. A comparison of Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* nest sites: their characteristics and relationships with breeding success. *Bird Study*, **44**: 318-326.
- Chambers, J.M. & Hastie, T.J. 1997. *Statistical models in S*. Chapman & Hall, London, UK.
- Cheylan, G. 1985. *Présentation des îles provençales*. pp5-10 in *Les Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse*. Annales du C.R.O.P. n°2, Aix-en-Provence, 84 pp.

D

- Danchin, E., Boulinier, T. & Massot, M. 1998. Conspecific reproductive success and breeding habitat selection: implications for the study of coloniality. *Ecology*, **79**: 2415-2428.
- Defos du Rau, P. 1995. *Application d'un modèle démographique spatialisé à la gestion de populations, le cas du Goéland leucophée* *Larus cachinnans*. Mémoire de DEA Evolution et Ecologie, Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc. 27 p. + annexes.

F

- Fasola, M., & Canova, L. 1991. Colony site selection by eight species of gulls and terns breeding in the "Valli di Comacchio" (Italy). *Bolletino Zoologia*, **58**: 261-266.
- Fasola, M., Bogliani, G., Saino, N. & Canova, L. 1989. Foraging, feeding and time-activity niches of eight species of breeding seabirds in the coastal wetlands of the Adriatic sea. *Bolletino Zoologia*, **56**: 61-72.
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distributions in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheorica*, **19**: 16-36.

G

- Goutner, V. 1992. Habitat use in Yellow-legged gull (*Larus cachinnans michahellis*) coastal wetland colonies of North-East Greece. *Avocetta*, **16**: 81-85.
- Guisan, A., Edwards, T.C., Jr & Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions : setting the scene. *Ecological Modelling*, **157**: 89-100.
- Guisan, A. 2003. Simuler la répartition géographique des espèces et de la végétation. *Saussurea*, **33** : 79-99.
- Guyot, I., Launay, G. & Vidal, P. 1985. *Oiseaux de mer nicheurs du midi de la France et de la Corse: évolution et importance des effectifs*. pp31-47 in *Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse*. Annales du C.R.O.P. n°2, Aix-en-Provence, 84 pp.

H

- Hunt, G.L. Jr. 1972. Influence of food distribution and human disturbance on the reproductive success of Herring Gulls. *Ecology*, **53**: 1051-1061.
- Hunt, G.L. & Hunt, M.W. 1976. Gull chick survival: the significance of growth rates, timing of breeding and territory size. *Ecology*, **57**: 62-75.

I

- Isenmann, P. 1976. Contribution à l'étude de la biologie de la reproduction et de l'écologie du Goéland argenté à pieds jaunes (*Larus argentatus michahellis*) en Camargue. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, **30**: 551-563.

K

- Komdeur, J., Bertelsen, J. & Cracknell, G. 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. *IWRB, Special Publication 19*, Slimbridge, UK.
- Kotliar, N.B. & Burger, J. 1986. Colony site selection and abandonment by least Terns *Sterna antillarum* in New-Jersey, USA. *Biological Conservation*, **37**: 1-21.

L

- Launay, G. 1983. *Dynamique de population du Goéland leucophée sur les côtes méditerranéennes françaises*. Rapport non publié, P.N. Port-Cros, P.N.R. Corse, C.R.B.P.O. & C.R.O.P.

- Launay, G. 1985. *Nouvelles données sur la biologie du Goélands leucophées Larus cachinnans michahellis dans le midi de la France*. pp 77-81 in Oiseaux marins nicheurs du midi et de la Corse. Annales du C.R.O.P. n°2, Aix-en-Provence, 84 pp.
- Lebreton, J-D. 1981. *Contribution à la dynamique des populations d'oiseaux. Modèles mathématiques en temps discret*. Thèse doctorat ès-sciences. Université Lyon I, Claude Bernard, Lyon, France.
- Linard, J-C. & Monnat, J-Y. 1990. *Fonctionnement d'une population de Goélands marins. Relations avec les populations de Goélands argentés et bruns*. Rapport non publié, S.R.E.T.I.E. & S.E.P.N.B.

M

- Martinez-Abrain, A., Oro, D. Forero, M.G. & Conesa, D. 2003. Modeling temporal and spatial colony-site dynamics in a long-lived seabird. *Population Ecology*, **45**: 133-139.
- Migot, P. & Linard, J-C. 1984. Recensement et distribution des nids dans une colonie plurispécifique de goélands (*Larus argentatus*, *L. Fuscus*, *L. Marinus*). *Alauda*, **52**: 248-255.
- Monbailliu, X. & Torre, A. 1986. *Nest-site selection and interaction of Yellow-legged and Audouin's gulls at isola Dell'Asinara*. In Medmaravis, Monbaillui, X. (Eds), Mediterranean marine avifauna, Springer-Verlag, Berlin, **12**: 245-263.

N

- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, San Diego, London, 597pp.

O

- Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.

P

- Pierotti, R. & Annett, C.A. 1991. Diet choice in the Herring gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**: 319-328.
- Pons, J.M. 1992a. *Biologie de population du Goéland argenté Larus argentatus et ressources alimentaires d'origine humaine. Cas de la colonie de Trébéron et de la décharge de Brest*. Thèse doctorat ès-sciences. Université Paris XI, Orsay.
- Pons, J.M. 1992b. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, **80**: 143-150.

S

- Scarton, F. & Valle, R. 1996. Colony and nest-site selection of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans michahellis* on barrier islands of the Po delta (NE Italy). *Vogelwelt*, **117**: 9-13.
- Spear, L.B. & Anderson, D.W. 1989. Nest-site selection by Yellow-footed gulls. *The Condor*, **91**: 91-99.

V

- Vermer, K. & Devito, K. 1987. Habitat and nest-site selection of mew and glaucous-winged gulls in coastal British Columbia. *Studies in Avian Biology*, **10** : 105-118.
- Vidal, P. 1982. *Situation du Goéland leucophée aux îles d'Hyères*. Rapport non publié, PN Port-Cros, 11pp.
- Vidal, E., Roche, P., Bonnet, V. & Tatoni, T. 2001. Nest-density distribution patterns in a yellow-legged gull archipelago colony. *Acta oecologica*, **22**: 245-251.

- Vidal E., Duhem C., Vandenbrouck, P. & Tranchant, Y. 2003. Mise à jour des recensements des colonies de Goélands leucophées *Larus michahellis* des îles d'Hyères. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **19**: 87-92.
- Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yésou, P. 2004. *Goéland leucophée* *Larus cachinnans*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). Editions Biotope, Mèze : 128-133.

W

- Wiens, J.A. 1976. Population response to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **7**: 81-120.
- Witt, H-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Influence de l'accessibilité des ressources anthropiques sur les paramètres reproducteurs des Goélands leucophées¹

¹ Duhem, C., Bourgeois, K., Vidal, E. & Legrand, J. 2002. Influence de l'accessibilité des ressources anthropiques sur les paramètres reproducteurs de deux colonies de Goélands leucophées *Larus michahellis*. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 57 : 343-353.



Photo 8 : Nid de Goéland leucophée avec une ponte complète

I. Introduction

L'influence de l'accessibilité aux ressources trophiques sur les paramètres reproducteurs des populations animales est un domaine de recherche qui a fait l'objet de nombreux travaux scientifiques, particulièrement chez les oiseaux marins et notamment les laridés (Hiom *et al.* 1991, Bolton *et al.* 1992, Chudzik *et al.* 1994, Oro *et al.* 1995, Pons & Migot 1995, Hario 1997). Il en ressort généralement que le facteur trophique occupe une place prépondérante dans la détermination des paramètres reproducteurs de ces oiseaux, qu'il s'agisse de la taille moyenne des pontes (nombre d'œufs pondus), du volume des œufs, du succès à l'éclosion, du succès à l'envol ainsi que de la chronologie de la reproduction. La taille des pontes et le volume des œufs, paramètres relativement aisés à mesurer sur le terrain, sont en relation avec l'abondance et l'accessibilité des ressources alimentaires qui influent sur l'état physiologique des femelles avant la période de ponte (Oro *et al.* 1995, Pons & Migot 1995, Oro 1996). De même, les taux d'éclosion et les taux de survie des poussins sont influencés par la qualité des soins prodigués (taux de présence des parents au nid, fréquence des nourrissages, qualité de l'alimentation fournie) qui dépend fortement de la disponibilité en ressources à proximité des colonies (e.g. Bukacinska *et al.* 1996, Hario 1997).

Comme nous l'avons vu précédemment, le Goéland leucophée est une espèce anthropophile généralement considérée comme surabondante (Thibault *et al.* 1996, Vidal *et al.* 1998a, b). Comme pour toutes les autres espèces d'oiseaux « à risques », une connaissance fine des relations qui lient les paramètres de reproduction aux ressources anthropiques est indispensable, particulièrement dans la perspective de la mise en place d'éventuels plans de gestion des populations et des nuisances induites (Clergeau 1997).

L'objectif principal de cette analyse était de mettre en évidence si des différences dans l'accessibilité des ressources anthropiques se traduisent par des différences dans les traits d'histoire de vie, susceptibles ensuite d'influencer la dynamique des colonies de Goélands leucophées. Aussi l'analyse des paramètres démographiques a été réalisée à deux niveaux d'approche. Pour le premier niveau nous nous sommes intéressés au lien existant entre les ressources trophiques et les paramètres démographiques à l'échelle de la population, c'est-à-dire à l'échelle régionale. Pour répondre à cette problématique, seule

l'étude du volume des œufs a pu être mise en œuvre du fait des contraintes drastiques imposées par le travail de terrain et les conditions météorologiques. Aussi, dans la partie I de ce chapitre nous avons cherché à déterminer s'il existait des variations dans le volume des œufs annuelles et/ou inter-îles. Ensuite nous avons cherché à déterminer la part de l'accessibilité aux décharges des colonies dans l'explication de ces différences si elles existent. Pour le second niveau d'approche, nous avons voulu en quelque sorte faire un « zoom » sur deux colonies ayant une accessibilité aux décharges très différente. Le fait de sélectionner deux colonies seulement, et non plus six, nous a permis la mise en œuvre d'un suivi fin de la reproduction avec les mesures successives de la taille des pontes, du volume des œufs, de la chronologie de ponte, du taux d'éclosion et du taux de survie des poussins (partie II).

II. Méthodologie

II.1. Sites d'étude

Nous avons considéré, dans la partie I, les volumes des œufs des six principales colonies installées sur les îles de Ratonneau, Pomègues, Plane, Riou, Porquerolles et Bagaud qui sont confrontées à des différences marquées dans leur accessibilité aux décharges (Figures 2 & 3). Pour chacune de ces colonies, nous avons mesuré la taille des œufs sur une zone dont nous connaissons la superficie et le nombre de couples nicheurs ce qui nous a permis de calculer la densité de goélands sur chacune de ces zones. Sur Riou, les mesures ont été effectuées sur la zone de Fontagne et sur le plateau de Caramassagne. En plus des valeurs exactes de densité nous avons déterminé des classes de densité qui nous ont permis de regrouper les îles selon ce paramètre.

Dans la partie II, nous avons sélectionné les deux colonies situées sur les îles localisées chacune à une extrémité du gradient longitudinal d'accessibilité aux décharges (Figure 1) : la colonie de l'île de Bagaud et celle de l'île de Ratonneau. Les deux colonies considérées diffèrent fortement du point de vue de leur accessibilité aux ressources anthropiques. En effet, la décharge la plus proche de l'île de Ratonneau est située à seulement 12 km, alors que pour les oiseaux de l'île de Bagaud la distance à parcourir est deux fois plus importante (29 km). En outre, le nombre de décharges accessibles par les

oiseaux des deux colonies est très différent puisque la majorité des décharges à ciel ouvert de la région sont concentrées dans la zone péri-marseillaise. Ainsi, dans un rayon de 40 km, distance optimale de prospection alimentaire chez le Goéland leucophée (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995), la colonie installée sur l'île de Ratonneau a à sa disposition 8 décharges (pour un tonnage journalier de 1875,85 tonnes, Chapitre 4) alors que celle de Bagaud n'a à sa disposition que deux décharges (pour un tonnage journalier de 1191,5 tonnes, Chapitre 4). Les deux sites sur lesquels les mesures ont été réalisées sont préservés des sources de dérangements humains car l'île de Bagaud est une réserve intégrale où le débarquement et le mouillage sont interdits, et sur l'île de Ratonneau, la zone sur laquelle nous avons suivi les paramètres reproducteurs est située à l'extrémité est de l'île, qui correspond à une zone très peu fréquentée par les touristes car difficilement accessible.

II.2. Paramètres reproducteurs

II.2.1. Volume des œufs

Les mesures des œufs ont été réalisées sur trois années consécutives, 2000, 2001 et 2002 sur les six colonies. Les îles sur lesquelles sont situées ces colonies sont accessibles par bateau, se sont soit des navettes commerciales qui relient le continent à ces îles (archipel du Frioul et îles d'Hyères) soit l'accès n'est possible qu'en bateau pneumatique (archipel de Riou). Ceci implique une grande dépendance de nos jours de terrain aux conditions météorologiques qui sont assez fluctuantes au printemps où de forts coups de Mistral sont souvent observés limitant de fait l'accès aux sites. Cette contrainte climatique, associée au grand nombre de sites repartis sur une longue bande littorale, nous a obligé à n'effectuer qu'un seul passage sur chaque site pour les mesures d'œufs. Chez les oiseaux coloniaux, la ponte des œufs a lieu globalement en même temps dans une colonie, mais des décalages phénologiques existent entre les oiseaux les plus précoces et les derniers. Nous n'avons pas mesuré la taille de ponte (nombre d'œufs pondus) car en ne passant qu'une seule fois sur les colonies nous ne pouvions pas être sûr que la ponte était terminée pour tous les nids recensés. C'est pour cette même raison que nous n'avons mesuré que des œufs appartenant à des pontes complètes qui sont à trois œufs chez les goélands (e.g. Hiom *et al.* 1991, Bolton *et*

al. 1993, Pons 1993) ce qui nous assure une sélection des nids dont la séquence de ponte est terminée. Notre choix, inhérent à la taille de notre zone d'étude, induit cependant un biais que l'on pourrait qualifier « d'élitiste ». En effet, avec cette sélection nous n'avons mesuré que des œufs dont les parents avaient les qualités nutritionnelles et physiques pour produire une ponte complète, aussi il est probable que nous n'ayons pas des données représentatives de la colonie entière mais plutôt des couples avec le meilleur succès reproducteur. Ce point sera discuté dans ce chapitre et pourra être corroboré ou infirmé avec les résultats de la partie II. Les nids dans lesquels les œufs ont été mesurés ont été choisis aléatoirement, chaque année se sont entre 35 et 89 pontes complètes qui ont été mesurées sur chaque colonie. La plus grande largeur et la plus grande longueur de chaque œuf ont été mesurées à 0,1 mm près, à l'aide d'un pied à coulisse de précision, afin de pouvoir déterminer leur volume selon la formule suivante (Harris 1964) :

$$V(\text{cm}^3) = 0,476 \times L \times l^2 / 1000$$

L : plus grande longueur de l'œuf, l : plus grande largeur de l'œuf.

Pour chacune des pontes complètes nous avons calculé la moyenne du volume des pontes (sur les trois œufs) et la moyenne du volume du plus petit des trois œufs (volume minimum), œuf qui est actuellement reconnu comme étant un œuf de secours chez les espèces du groupe *argentatus* (Bolton *et al.* 1992, Pons 1993). En effet, les pontes à trois œufs correspondent à un compromis évolutif entre le succès et le coût de la reproduction chez les espèces longévives telles que les goélands (Bolton *et al.* 1993, Monaghan & Nager 1997), ce qui signifie que le troisième œuf n'est, en principe, destiné à produire un poussin susceptible de s'envoler que si les deux premiers œufs échouent. Ainsi le troisième œuf est généralement plus petit que les deux précédents et les variations de sa taille sont souvent plus sensibles aux contraintes écologiques telles que la disponibilité alimentaire qui conditionne la qualité physiologique des parents (Hiom *et al.* 1991, Hario 1997, Kipli & Öst 1998).

II.2.2. Suivi fin de la reproduction

Sur chacune des deux colonies de Ratonneau et Bagaud, 60 nids ont été sélectionnés et identifiés individuellement. Ces deux lots de nids ont été visités simultanément tous les trois jours à partir du 12 mars 2001, de façon à suivre la chronologie de ponte et d'éclosion, puis le taux de survie des poussins. Chaque œuf pondu a été marqué à l'aide d'un feutre par son numéro de nid suivi d'une lettre correspondant à son rang dans la séquence de ponte (A pour le premier œuf, B pour le second et C pour le troisième) (Pons 1993). Les œufs ont été mesurés suivant le protocole décrit en II.2.1.

Une fois éclos, les poussins ont été identifiés individuellement à l'aide de fils de couleur attachés autour de leurs pattes selon un code couleur permettant d'indiquer les nids de provenance et le rang de l'œuf duquel ils sont issus (A, B ou C). Ce marquage a été utilisé pour suivre les taux de survie des poussins jusqu'à l'âge de neuf jours. Au delà de cet âge, la trop grande mobilité des poussins ainsi que leur aptitude au camouflage rendaient leur recensement trop difficile et incomplet et auraient nécessité d'enclore les différents nids suivis (Bosch & Sol 1998) ce qui était difficilement envisageable sur des îles accessibles au public ou fortement végétalisées.

II.3. Analyses statistiques

La comparaison des volumes moyens des œufs entre les colonies a été réalisée par analyse de la variance (Anova) à un facteur, la comparaison des volumes moyens des œufs entre les colonies et selon l'ordre de ponte a été réalisée par analyse de la variance (Anova) à deux facteurs. Nous avons utilisé une régression linéaire corrigée pour les valeurs répétées afin de pouvoir analyser les paramètres alimentaires des colonies. L'influence des paramètres de densité (valeur réelle et classes) sur le volume des œufs a été testée, d'une part par Anova pour les classes de densité, et par la régression ci-dessus pour les valeurs réelles.

Les comparaisons des tailles des pontes, du devenir des œufs pondus et de la survie des poussins ont été réalisées à l'aide du test du khi 2 (Scherrer 1984). Enfin, le test de Student pour échantillons non appariés a permis de comparer les dates de ponte moyennes, les tailles de ponte moyennes des deux sites ainsi que les volumes moyens des œufs.

III. Influence de l'accessibilité aux décharges sur les volumes des œufs des Goélands leucophées

III.1. Résultats

III.1.1. Volumes des œufs sur trois ans

Tableau 3.1. Volumes moyens des œufs de pontes complètes de Goélands leucophées sur trois années consécutives (2000 à 2002). X est la valeur moyenne et E.T. l'écart-type.

Année	Colonie	Volume moyen de la ponte complète (cm ³)			Volume du plus petit œuf (cm ³)	
		n	x	E.T.	x	E.T.
2000	Ratonneau	44	77,29	6,97	71,21	5,96
	Pomègues	47	76,81	6,58	70,91	6,98
	Archipel du Frioul	91	77,04	6,74	71,05	6,47
	Plane	44	74,49	6,43	67,23	6,89
	Riou	89	74,99	5,40	68,78	5,49
	Archipel de Riou	133	74,83	5,74	68,27	6,00
	Porquerolles	35	76,00	4,81	70,23	5,04
	Bagaud	40	75,72	6,54	69,82	7,21
	Iles d'Hyères	75	75,85	5,76	70,01	6,25
2001	Ratonneau	82	78,05	6,41	72,44	7,20
	Pomègues	44	78,61	4,99	72,90	5,19
	Archipel du Frioul	126	78,33	5,71	72,67	6,23
	Plane	44	75,00	5,97	68,61	7,07
	Riou	44	73,89	4,92	67,64	5,55
	Archipel de Riou	88	74,45	5,47	68,12	6,34
	Porquerolles	43	76,71	4,62	70,43	4,48
	Bagaud	58	74,76	5,30	67,51	5,94
	Iles d'Hyères	101	75,74	4,96	68,97	5,21
2002	Ratonneau	42	77,78	5,86	71,85	5,34
	Pomègues	40	76,90	5,85	71,88	6,68
	Archipel du Frioul	82	77,35	5,84	71,86	5,99
	Plane	42	74,84	6,49	68,56	7,65
	Riou	41	75,19	4,88	68,99	5,74
	Archipel de Riou	83	75,01	5,72	68,77	6,74
	Porquerolles	42	74,72	6,56	67,23	11,36
	Bagaud	38	75,09	4,28	68,67	4,68
	Iles d'Hyères	80	74,90	5,56	67,91	8,82

De 2000 à 2002, 828 pontes complètes ont été mesurées sur les six colonies. Les moyennes du volume moyen d'une ponte complète (Vol moy) s'échelonnent entre 77,29 cm³ sur Ratonneau et 74,49 cm³ pour Plane en 2000, 78,61 cm³ (Pomègues) et 73,89 cm³ (Riou) en 2001 et 77,78 cm³ (Ratonneau) et 74,42 cm³ (Porquerolles) en 2002 (Tableau 3.1.). Les valeurs moyennes du volume du plus petit des trois œufs (Vol min) s'échelonnent entre 71,21 cm³ sur Ratonneau et 67,23 cm³ sur Riou en 2000, 72,90 cm³ (Pomègues) et 67,51 cm³ (Bagaud) en 2001 et 71,88 cm³ (Pomègues) et 67,23 cm³ (Porquerolles) en 2002 (Tableau 3.1.). En regroupant les données par archipels on observe que les volumes d'œufs les plus importants ont été mesurés sur le Frioul chaque année, aussi bien pour le volume moyen que pour le volume minimum, les valeurs minimales ont été mesurées sur l'archipel de Riou en 2000 et 2001 et sur les îles d'Hyères en 2002 (Tableau 3.1.).

L'analyse des variances réalisées sur ces données a permis de mettre en évidence i) qu'il n'existe pas de différence significative des volumes moyens ($F_{2,792} = 0,72$; $p = 0,488$) ou minimums ($F_{2,792} = 0,53$; $p = 0,589$) entre les années (Tableau 3.2.) ; ii) qu'il existe une différence significative entre les volumes des œufs mesurés s'il l'on considère les archipels (vol moy : $F_{2,792} = 17,11$; $p = 0,000$; vol min: $F_{2,792} = 21,68$; $p = 0,000$) et les îles (vol moy : $F_{5,789} = 6,91$; $p = 0,000$; vol min : $F_{5,789} = 8,75$; $p = 0,000$) (Tableau 3.2., Figure 3.1. pour vol min).

Tableau 3.2. Résultats de l'analyse de variance (Anova) réalisée sur les moyennes des volumes des œufs de pontes complètes de Goélands leucophées sur trois années consécutives (2000 à 2002). F : statistique de Fischer, ddl : degré de liberté, p : probabilité, r² : coefficient de détermination.

	Volumes (cm ³)	F	ddl	p	r ²
Date	Vol moy	0,60	2, 790	0,548	–
	Vol min	0,49	2, 790	0,613	–
Archipel	Vol moy	17,34	2, 790	0,000	3,96 %
	Vol min	23,60	2, 790	0,000	5,40 %
île	Vol moy	7,17	5, 787	0,000	3,75 %
	Vol min	9,94	5, 787	0,000	5,34 %

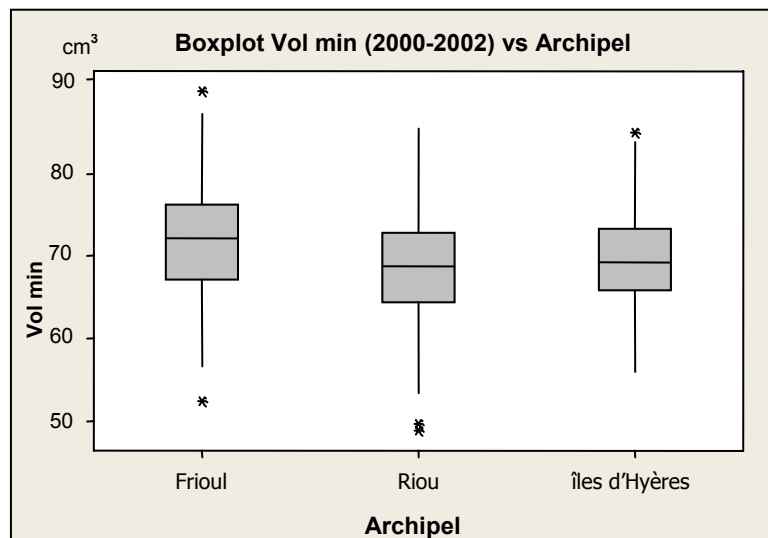


Figure 3.1. Boîte de Tuckey représentant la moyenne (ligne centrale), les écart-types (boîte) et les valeurs minimales et maximales (lignes verticales) du volume du plus petit œuf (vol min) en 2000, 2001 & 2002 en relation avec les archipels. Les astérisques * sont des valeurs extrêmes.

Du fait de l'absence d'un effet date sur le volume des œufs, ce qui signifie que les volumes des œufs ne sont pas significativement différents entre les années, le reste des analyses a été réalisé sur des mesures d'œufs d'une seule année ce qui nous permet d'étudier l'influence de paramètres extérieurs, qui ne sont déterminés que pour une seule date, sur la taille des œufs. En effet, c'est au cours de l'année 2000 que le recensement des effectifs a été réalisé sur les îles provençales (Chapitre 2) ce qui permet de calculer la densité de goélands nicheurs sur les zones où nous avons mesuré les œufs, et que les données de régime alimentaire ont été obtenues pour les six colonies suivies (Chapitre 1). Ainsi, le volume des œufs mesurés en 2000 peut être mis en relation avec les paramètres explicatifs potentiels que sont la densité de goélands nicheurs et les paramètres alimentaires (disponibilité en décharges et régime alimentaire).

III.1.2. Influence de la densité sur le volume des œufs (2000)

Les densités de goélands nicheurs sur les zones où nous avons mesuré la taille des œufs sont assez faibles sur les îles du Frioul (22,15 cp/ha sur Pomègues et 56,62 cp/ha sur Ratonneau) et au Cap des Mèdes à Porquerolles (86,7 cp/ha), par contre elles sont élevées sur

Riou (104,48 cp/ha sur Fontagne et 165,86 cp/ha sur le plateau de Caramassagne) et Bagaud (231,8 cp/ha), la colonie la plus dense étant celle de Plane (253,56 cp/ha ; Tableau 3.3.) Les classes de densité, déterminées par la méthode des seuils naturels de Jenkins, sont au nombre de trois : classe 1 : de 0 à 100 couples de goélands par hectares (cp/ha), classe 2 = 100 à 250 cp/ha, classe 3 = 250 à 600 cp/ha. Les colonies installées sur l'archipel du Frioul et sur l'île de Porquerolles ont une densité de classe 1, sur les îles de Riou et de Bagaud de classe 2 et sur l'île de Plane de classe 3.

Tableau 3.3. Densités et classes de densité de Goélands leucophées sur les zones où la taille des œufs a été mesurée sur chacune des îles. Classes de densité : classe 1 = 0 à 100 cp/ha, classe 2 = 100 à 250 cp/ha, classe 3 = 250 à 600 cp/ha.

Colonie	Effectifs (nb cp)	Surface (ha)	Densité (cp/ha)	Classe de Densité
Ratonneau	355	6,3	56,62	1
Pomègues	169	7,6	22,15	1
Plane	1965	7,5	263,56	3
Riou :				
fontagne	232	2,2	104,48	2
caramassagne	1294	7,8	165,86	2
Porquerolles (Cap des Mèdes)	198	2,3	86,7	1
Bagaud (sud)	197	0,8	231,8	2

En considérant ces classes de densité, les différences entre les moyennes du volume moyen ou du volume minimum sont significatives ($F_{2,296} = 3,15$; $p = 0,044$ et $F_{2,296} = 6,07$; $p = 0,003$ respectivement) (Tableau 3.4., Figure 3.2.).

Tableau 3.4. Résultats de l'analyse de variance (Anova) réalisée sur les moyennes des volumes des œufs de pontes complètes de Goélands leucophées en 2000. F : statistique de Fischer, ddl : degré de liberté, p : probabilité, r^2 : coefficient de détermination.

	Volumes (cm ³)	F	ddl	p	r^2
Classes Densité	Vol moy	3,15	2, 296	0,044	1,42 %
	Vol min	6,07	2, 296	0,003	3,29 %
Archipel	Vol moy	3,61	2, 296	0,028	1,72 %
	Vol min	5,69	2, 296	0,004	3,05 %
île	Vol moy	1,51	5, 293	0,187	—
	Vol min	2,66	5, 293	0,023	2,17 %

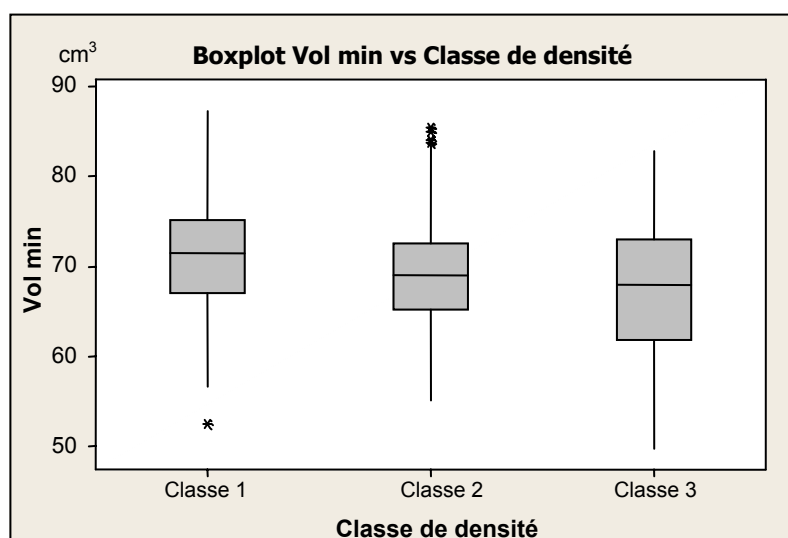


Figure 3.2. Boîte de Tuckey représentant la moyenne (ligne centrale), les écart-types (boîte) et les valeurs minimales et maximales (lignes verticales) du volume du plus petit œuf (vol min) en 2000, 2001 & 2002 en relation avec les classes de densité de goélands reproducteurs dans les colonies. Les astérisques * sont des valeurs extrêmes. Classes de densité : classe 1 = 0 à 100 cp/ha, classe 2 = 100 à 250 cp/ha, classe 3 = 250 à 600 cp/ha.

Pour affiner notre analyse, nous avons réalisé une régression linéaire sur les volumes des œufs et les valeurs de densité (et non plus les classes de densité) de goélands reproducteurs dans les colonies. Celle-ci est significative pour les deux types de volumes (Tableau 3.5.). Si l'on considère les archipels, les différences sont significatives pour les deux types de volumes considérés (Tableau 3.4.), par contre seules les différences observées entre les volumes minimum sur les îles sont significatives (Tableau 3.4., Figure 3.3.).

Tableau 3.5. Résultats de la régression linéaire réalisée sur les moyennes des volumes des œufs de pontes complètes de Goélands leucophées en 2000. F : statistique de Fischer, ddl : degré de liberté, p : probabilité, r^2 : coefficient de détermination.

	Volumes (cm ³)	F	ddl	p	r^2
Densité	Vol moy	6,54	1, 292	0,011	1,55 %
	Vol min	6,25	1, 292	0,013	2,80 %

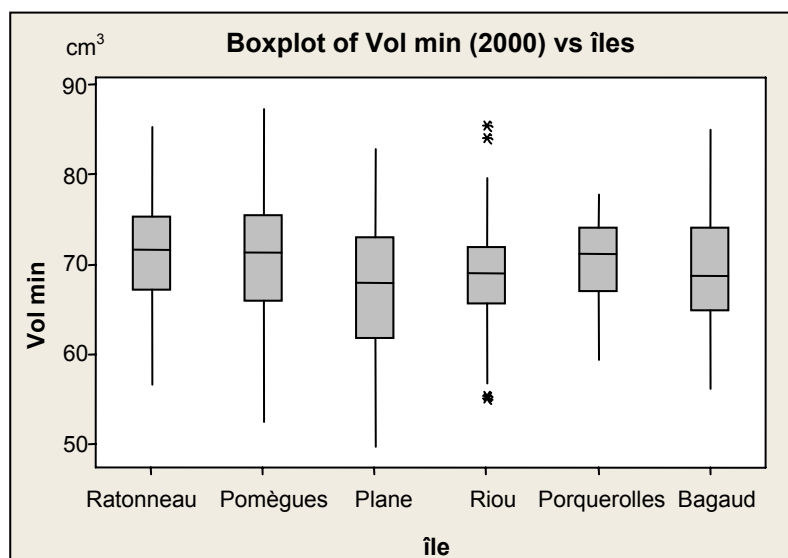


Figure 3.3. Boîte de Tuckey représentant la moyenne (ligne centrale), les écart-types (boîte) et les valeurs minimales et maximales (lignes verticales) du volume du plus petit œuf (vol min) en 2000 en relation avec les îles. Les astérisques * sont des valeurs extrêmes.

III.1.3. Influence des paramètres alimentaires sur le volume des œufs

L'étude du régime alimentaire des goélands nicheurs de ces six colonies réalisée au cours de la saison de reproduction de 2001 va nous permettre d'analyser l'influence du régime alimentaire pré-posital, ainsi que les paramètres d'accessibilité alimentaire, sur les volumes des œufs mesurés au cours de la même année (Tableau 3.6.).

Aucun des paramètres d'accessibilité alimentaire n'a d'effet significatif sur le volume des œufs. De la même façon, le type d'habitats d'alimentation utilisé n'a pas d'effet significatif sur le volume des œufs, bien que la proportion d'items provenant d'une alimentation sur le milieu terrestre (T) soit à la limite de la significativité (Tableau 3.6.). En observant le régime alimentaire des goélands des six colonies (Chapitre 1) on peut observer que la colonie de Plane semble réagir selon un patron différent des autres colonies. Si l'on ôte la colonie de Plane de l'analyse, en tenant compte de cette observation, l'effet du paramètre T est alors significatif sur les deux types de volumes (Tableau 3.6.), avec un r^2 important pour le volume minimum.

Le nombre d'habitats d'alimentation utilisés conjointement sur le volume des œufs a ensuite été testé. L'utilisation d'un seul habitat d'alimentation (1.HA) ainsi que l'utilisation conjointe de deux habitats d'alimentation (2.HA) ont un effet significatif sur le volume des

œufs des six colonies (Tableau 3.6.), l'utilisation conjointe de trois habitats d'alimentation (3.HA) a un effet significatif sur le volume minimum. L'effet est plus important sur le volume minimum avec notamment un r^2 de l'ordre de 10 % pour 1.HA et 2.HA, le paramètre ayant le plus d'effet étant l'utilisation conjointe de deux habitats d'alimentation (2.HA).

Tableau 3.6. Résultats des regressions linéaires réalisées sur les moyennes des volumes des œufs de pontes complètes de Goélands leucophées en 2001 et les paramètres alimentaires (régime alimentaire et accessibilité aux décharges). Régime alimentaire D: habitat d'alimentation type décharge, T: autres habitats d'alimentation terrestres, M: habitat d'alimentation marin ; 1.HA: un Habitat d'Alimentation utilisé, 2.HA: deux Habitats d'Alimentation utilisés conjointement, 3.HA: trois Habitats d'Alimentation utilisés conjointement. Accessibilité des décharges $Dist_{min}$: distance entre une colonie et la décharge la plus proche, D_{20} et D_{40} : nombre de décharges dans un rayon de 20 km et 40 km autour de chaque colonie. F : statistique de Fischer, ddl : degré de liberté, p : probabilité, r^2 : coefficient de détermination.

	Volumes (cm ³)	F	ddl	p	r^2
D	Vol moy	0,24	1, 246	0,6247	—
	Vol min	0,22	1, 246	0,6394	—
T	Vol moy	2,68	1, 245	0,1032	—
	Vol min	3,41	1, 245	0,0662	—
T (Plane exceptée)	Vol moy	9,92	1, 201	0,0018	7,84 %
	Vol min	13,77	1, 201	0,0003	10,54 %
M	Vol moy	0,22	1, 245	0,6394	—
	Vol min	0,21	1, 245	0,6472	—
1.HA	Vol moy	17,94	1, 245	0,00003	7,55 %
	Vol min	24,89	1, 245	0,00000	9,54 %
2.HA	Vol moy	24,86	1, 245	0,00000	7,96 %
	Vol min	30,19	1, 245	0,00000	10,99 %
3.HA	Vol moy	3,25	1, 246	0,0727	—
	Vol min	4,89	1, 246	0,0278	6,73 %
D_{20}	Vol moy	0,52	1, 248	0,4715	—
	Vol min	1,04	1, 248	0,3085	—
D_{40}	Vol moy	0,67	1, 247	0,4138	—
	Vol min	1,13	1, 247	0,2888	—
$Dist_{min}$	Vol moy	1,31	1, 245	0,2542	—
	Vol min	2,74	1, 245	0,0991	—

III.2. Discussion

Les six colonies que nous avons suivi présentent des volumes d'œufs significativement différents et ce pour chaque année où nous avons mesuré les œufs. De plus, ces différences sont du même ordre d'une année sur l'autre, on retrouve donc chaque année le même schéma avec les plus gros œufs sur les îles du Frioul, les plus petits œufs ayant été mesurés sur les îles de l'archipel de Riou lors des deux premières années, et sur les îles d'Hyères en 2002. Le volume des œufs, bien qu'étant un paramètre facile à mesurer sur le terrain présente une grande variabilité intra-site qui a tendance à masquer les différences et à complexifier la détermination des facteurs influençant la taille des œufs dans notre étude. Cette grande variabilité est principalement due au fait que le volume des œufs est lié à la taille de la femelle (Bolton *et al.* 1993) et en cela il traduit la variabilité individuelle de la population. L'influence de la taille de la femelle se fait particulièrement ressentir lorsque les ressources alimentaires sont limitées, en effet les plus grosses femelles seront plus compétitives sur les sites d'alimentation et auront la nourriture nécessaire pour produire de plus gros œufs (Bolton *et al.* 1993). Un autre paramètre pouvant influencer la taille des œufs est l'âge des reproducteurs, les jeunes reproducteurs assez inexpérimentés ayant de moins bonnes performances de reproduction (Bosch *et al.* 2000). Une différence dans la structure d'âge des colonies semble assez improbable dans la mesure où les six colonies suivies sont toutes très anciennes d'une part ; d'autre part les volumes des œufs les plus faibles sont trouvés en 2000 et 2001 sur les îles de l'archipel de Riou, site initial d'implantation de la population de Goélands leucophées en Méditerranée et dont les effectifs sont stables depuis 1982 (Chapitre 2).

Il est communément admis que le volume des œufs est le paramètre démographique le plus sensible à la disponibilité alimentaire. Ainsi, lorsque les ressources pour la formation des œufs sont limitées, la taille des œufs sera réduite avant la taille de ponte (Bolton 1991, Hiom *et al.* 1991, Bolton *et al.* 1992). La disponibilité alimentaire pendant la phase de formation des œufs (période pré-positale) est particulièrement déterminante pour la taille des œufs (Hiom *et al.* 1991, Pons 1993, Hario 1997, Kipli & Öst 1998). Ainsi, des disponibilités alimentaires différentes se traduisent par des volumes d'œufs différents (Oro

2002). Dans des conditions de disponibilité alimentaire pré-positale similaires, Oro *et al.* (1995) ont mis en évidence que pour une colonie donnée, le volume des œufs de Goélands leucophées était similaire entre les années. D'autre part, une baisse de la disponibilité alimentaire intervenant pendant la phase pré-positale et positive s'est traduite chez le Goéland d'Audouin par un volume d'œufs significativement réduit (Oro 1996). Ces travaux soulignent l'importance de l'alimentation au cours de la période pré-positale dans la détermination de la taille des œufs. Il est probable que la différence dans les volumes mesurés au cours de ces trois années soit en partie due à la différence d'accessibilité alimentaire des colonies. Pour appuyer cette hypothèse nous avons regroupé les colonies selon leurs archipels respectifs, afin d'obtenir trois grandes classes d'accessibilité alimentaire et de limiter les réponses propres à une île particulière. Les Anovas réalisées sur ces données sont beaucoup plus significatives (F plus élevés avec des ddl plus faibles) que celles réalisées sur les volumes des six colonies séparées.

Le régime alimentaire des adultes pendant la période pré-positale, qui est connu pour être un facteur majeur de détermination du succès reproducteur à court et moyen terme (Annett & Pierotti 1999), a été étudié pour les six colonies (Chapitre 1). Les analyses statistiques réalisées n'ont pas permis de mettre en évidence une influence du type d'habitat d'alimentation utilisé sur le volume des œufs. Pour le cas de l'alimentation sur les décharges, le manque de significativité est probablement dû à la forte proportion de restes alimentaires provenant de décharges dans le régime alimentaire des goélands de chacune des colonies ce qui ne permet pas de discriminer une colonie par rapport à une autre selon leur régime alimentaire. Par contre, il peut être intéressant de noter la proportion de l'utilisation du milieu terrestre (Chapitre 1, Figure 2.3.), qui est le véritable paramètre alimentaire différenciant les colonies. En effet, à l'exception de l'île Plane, les colonies utilisant le plus les habitats d'alimentation terrestres (T) au cours de la période pré-positale sont celles présentant les volumes d'œufs les plus importants, notamment pour le volume du plus petit œuf. Ainsi, la proportion de T pour toutes les îles à l'exception de Plane, a un effet significatif pour les deux mesures de volumes, le volume minimum étant le plus sensible à ce paramètre.

Ce résultat est surprenant dans la mesure où le milieu terrestre n'a jamais été considéré comme fournissant une alimentation de qualité suffisante ou nécessaire à la réalisation de la reproduction, à la différence du milieu marin (Pierotti & Annett 1990, 1991, Bolton *et al.* 1992, Annett & Pierotti 1999). Dans une de leur récente étude, Annett & Pierotti (1999) ont souligné l'importance du poisson comme ressource alimentaire essentielle à la formation d'œufs de grosse taille mais ils ont surtout souligné le fait que des goélands se nourrissant essentiellement sur les décharges ont un très faible succès reproducteur. Nos résultats sont très différents puisque les colonies ayant les volumes d'œufs les plus importants sont également celles avec la plus forte disponibilité en ressources anthropiques (archipel du Frioul). Plusieurs études expérimentales se basant sur l'apport de nourriture supplémentaire aux goélands ont démontré que seul l'apport de protéines (sous la forme de poisson) avait un effet sur les œufs alors que l'apport d'énergie (sous la forme de graisse) n'avait aucun effet (Bolton *et al.* 1992, 1993). En effet, on a pu montrer expérimentalement que lorsque les conditions extérieures de disponibilité alimentaire sont mauvaises, l'apport de poisson permet d'augmenter la taille de ponte (Hiom *et al.* 1991, Bolton *et al.* 1992, 1993) mais seul l'apport d'œufs permet d'augmenter le volume des œufs pondus (Bolton *et al.* 1992, 1993). La formation des œufs nécessite des éléments nutritifs spécifiques qui ne sont pas contenus dans le poisson mais qui existent dans les œufs notamment. Il est possible que les goélands s'alimentant sur les décharges trouvent ces éléments nutritifs spécifiques parmi les restes de l'alimentation humaine (des restes de coquilles d'œufs de poules sont régulièrement retrouvés dans les pelotes) ce qui leur permettrait de pondre des gros œufs. De plus, nous avons vu que les goélands complètent leur alimentation en prospectant plusieurs habitats d'alimentation différents (deux en majorité, Chapitre 1) ce qui doit leur permettre d'obtenir tous les éléments nutritifs nécessaires à la reproduction. Cette stratégie d'alimentation semble être la plus déterminante pour le volume des œufs et rejoint les conclusions de Sibly & McCleery (1983) qui ont mis en évidence que seule une exploitation des différents habitats d'alimentation disponible permettait d'obtenir les conditions physiologiques nécessaires à l'initiation de la reproduction. D'autre part, la faible distance à parcourir pour les goélands des colonies du Frioul pour atteindre les nombreuses décharges proches leur permet d'économiser beaucoup

d'énergie étant donné que la distance parcourue pour l'alimentation représente le budget le plus coûteux (Oro *et al.* 1995). Il est probable que l'énergie économisée leur permette de pondre de plus gros œufs.

En 2002 les volumes d'œufs des colonies des îles d'Hyères sont les plus petits volumes observés alors qu'au cours des deux années précédentes ce sont les colonies de l'archipel de Riou qui avaient les volumes les plus bas. Il est possible que cette différence soit la résultante d'un changement dans le mode de gestion de la plus grosse décharge accessible par les goélands nicheurs des îles d'Hyères (C.E.T. du Cannet des Maures). En effet, pour limiter le nombre de goélands, les gestionnaires de ce site ont mis en place en septembre 2001 des fauconniers qui depuis viennent sur le site tous les jours faire voler des Faucons gerfaut. L'effet sur les goélands venant s'alimenter est indéniable et s'est traduit par une diminution importante du nombre de goélands présents sur le site (Mr Poinclou, comm. pers.). Ainsi, la saison de reproduction 2002 fut la première au cours de laquelle les adultes reproducteurs eurent à faire face à une diminution de leur accessibilité à la décharge la plus importante. Ceci s'est probablement traduit par une recherche alimentaire sur d'autres habitats d'alimentation, avec la conséquence d'augmenter le temps d'absence de la colonie et le trajet de recherche alimentaire. Il est également très probable qu'un report ait eu lieu sur l'autre décharge accessible, dont le tonnage est nettement plus faible, ce qui a dû se traduire par une augmentation de la compétitivité sur le site, au détriment des femelles notamment (Monaghan 1980, Greig *et al.* 1985, Pons 1994). La mise en place de ce type de comportements pourrait tout à fait expliquer la baisse du volume des œufs observée sur les îles d'Hyères suite à une baisse de l'accessibilité alimentaire (Oro 1996).

Les colonies de l'archipel de Riou présentent, au cours des deux premières années de l'étude, les volumes d'œufs les plus bas. Dans la mesure où leur disponibilité en ressource anthropique est supérieure à celle enregistrée pour les îles d'Hyères dont le volume des œufs pour ces périodes est supérieur, nous nous sommes intéressé à la densité des goélands qui est le second paramètre le plus susceptible d'intervenir dans la taille des œufs. En effet, la densité des nids influence de façon inversement proportionnelle le volume des œufs (Burger & Lesser 1980). Pour cette analyse nous nous sommes concentré sur les mesures d'œufs de l'année 2000 dans la mesure où les recensements des goélands permettant de déterminer la

densité ont été réalisés au cours de la saison de reproduction de 2000 (Chapitre 2). L'absence d'effet date sur le volume des œufs nous permet de généraliser nos résultats aux colonies sans contraintes de temps. La densité a une influence sur le volume des œufs mais son poids est nettement inférieur à celui du régime alimentaire. La densité des goélands sur les colonies a un effet sur les paramètres reproducteurs mais il semblerait que celle-ci influence plus particulièrement la date d'initiation de la ponte, ainsi que le taux de prédation et le taux de survie des poussins ; ainsi une colonie avec une forte densité aura une initiation de ponte plus tardive, un taux de prédation conspécifique élevé et un taux de survie des poussins diminué (Bosch & Sol 1998, Wilkens & Exo 1998, Rodway & Regehr 1999, Bosch *et al.* 2000). Le faible volume des œufs des goélands de l'archipel de Riou peut être le résultat de l'effet combiné d'une forte densité avec une disponibilité alimentaire plus faible que pour l'archipel du Frioul. En effet les goélands de l'archipel de Riou ont dans un rayon de 20 km une seule petite décharge ce qui implique que la compétition doit être très forte sur ce site ce qui, comme nous l'avons vu plus haut, ce fait principalement au détriment des femelles (Monaghan 1980, Greig *et al.* 1985, Pons 1994).

A l'instar de ce qui a été mis en évidence chez d'autres espèces de goélands (e.g. Oro 1996, Hario 1997, Annett & Pierotti 1999, Oro *et al.* 1999), où chez les Goélands leucophées eux-mêmes dans des conditions d'accessibilité alimentaire différentes (Oro *et al.* 1995), il semble que le paramètre alimentaire (accessibilité de l'alimentation ainsi que régime alimentaire préposital) joue un rôle prépondérant sur la taille des œufs. Mais la seule étude des mesures des œufs est incomplète car bien d'autres paramètres démographiques sont à prendre en compte et le volume des œufs est loin de pouvoir traduire intégralement les performances reproductrices d'une population.

Annett & Pierotti (1999) estiment que les goélands s'alimentant sur les décharges sont capables de survivre et certainement de se reproduire mais avec un succès de reproduction assez faible, notamment avec une plus petite taille de ponte et un taux d'éclosion réduit. L'étude fine de la reproduction que nous avons mis en œuvre sur les deux colonies situées aux extrémités du gradient de disponibilité devait nous permettre de d'appuyer, ou au contraire de mettre en doute, ce point de vue dans une situation où le

régime alimentaire est principalement constitué d'éléments provenant de décharges et dont l'utilisation du milieu marin est très réduite et qui sont des sites où la reproduction est efficace (dynamique démographique positive sur vingt ans). Cette étude devait nous permettre de mettre en évidence si une disponibilité élevée en ressource anthropique se traduit par des paramètres démographiques inférieurs à ceux observés sur une colonie ayant une disponibilité en ressources anthropiques plus faible.

IV. Influence de l'accessibilité aux décharges sur les paramètres démographiques de deux colonies de Goélands leucophées

IV.1. Résultats

IV.1.1. Chronologie de la ponte

L'évolution du nombre moyen d'œufs pondus par nid présente une dynamique variable au cours du temps. La chronologie de ponte présente une première phase où très peu d'œufs sont pondus, puis une seconde phase durant laquelle le nombre d'œufs par nid augmente fortement et rapidement pour se stabiliser à une valeur maximum dans une troisième phase. Un schéma identique peut être observé pour chacune des deux colonies avec cependant un décalage chronologique significatif ($t_{98} = 2,345$; $p = 0,021$). Ainsi, la date moyenne de ponte du 1^{er} œuf correspond au 25 mars sur la colonie de Ratonneau et au 28 mars sur la colonie de Bagaud.

IV.1.2. Taille de ponte et volume des œufs pondus

La taille moyenne de ponte de la colonie de l'île de Bagaud est de $1,91 \pm 1,14$ œufs par nid alors qu'elle est de $2,16 \pm 1,23$ œufs par nid pour la colonie de Ratonneau. Cette différence n'est pas significative ($t_{124} = -1,209$; $p = 0,229$). Cependant, les deux colonies étudiées présentent une différence significative dans la distribution des fréquences des nids présentant zéro, un, deux ou trois œufs ($\chi^2_3 = 10,533$; $p = 0,015$) (Figure 3.4.). Les pourcentages de nids sans œuf ou avec un seul œuf sont sensiblement similaires entre les

deux colonies. Ainsi, le pourcentage de nids présentant au moins un œuf est de 78,1 % sur Bagaud et 79,0 % sur Ratonneau. La différence la plus nette est celle que l'on observe pour les pontes à deux et à trois œufs, celles-ci étant plus fréquentes sur Ratonneau.

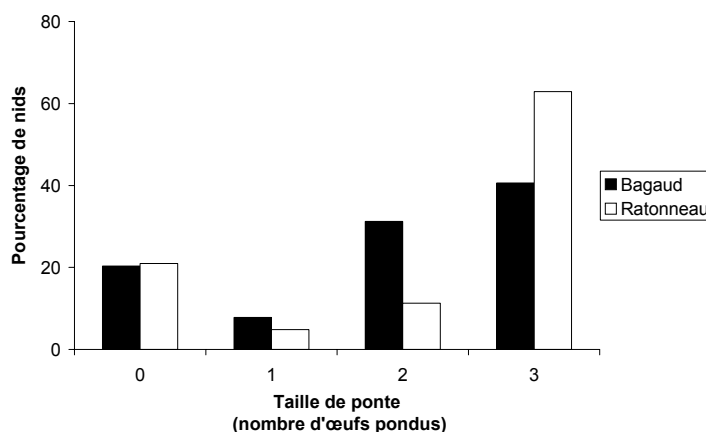


Figure 3.4. : Représentation des différentes tailles de pontes (0, 1, 2 ou 3) en pourcentage des nids pour chaque site.

Les résultats de l'Anova à deux facteurs montrent que le volume moyen des œufs est significativement différent entre les deux colonies étudiées ($F_1 = 13,184$; $p = 0,0003$) ; qu'au sein de chaque colonie on observe également une différence significative entre les volumes des œufs A, B et C ($F_2 = 39,654$; $p = 0,0001$) ; et qu'il n'existe pas d'interaction significative entre l'effet île et l'effet ponte ($F_2 = 1,289$; $p = 0,2775$). Le volume moyen de chaque œuf en fonction de son rang de ponte (A, B et C) est inférieur pour la colonie de Bagaud par rapport à la colonie de Ratonneau ; de façon non significative pour l'œuf A ($t_{97} = -1,134$; $p = 0,2597$), significative pour l'œuf B ($t_{89} = -1,986$; $p = 0,0501$) et très significative pour l'œuf C ($t_{61} = -3,372$; $p = 0,0013$) (Figure 3.5.).

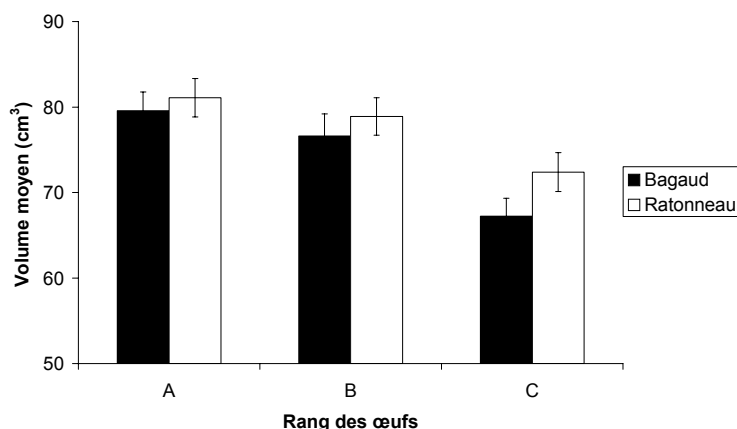


Figure 3.5. : Volume moyen, en cm³, de chaque œuf des pontes complètes (à 3 œufs) pour les deux sites.

IV.1.3. Devenir des œufs après la ponte

Le devenir des œufs après la ponte (éclosion, avortement ou prédation) s'avère être significativement différent sur les deux colonies étudiées ($\chi^2_2 = 22,83$; $p < 0,001$) (Figure 3.6.). Le succès à l'éclosion est de 56,1 % pour la colonie de Bagaud alors qu'il est de 82,8 % pour celle de Ratonneau. La colonie de Bagaud produit ainsi en moyenne 1,1 poussins éclos par couple nicheur, alors que celle de Ratonneau en produit 1,8. Les nids ayant reçu au moins un œuf fournissent en moyenne 1,4 poussins éclos sur Bagaud et 2,3 poussins sur Ratonneau. Cette différence s'explique par des pourcentages d'œufs avortés (non éclos après plus de 30 jours de couvaison) ou prédatés (œufs détruits ou disparus avant 30 jours de couvaison) nettement supérieurs sur Bagaud. En effet, 21,1 % des œufs avortent et 22,8 % subissent une prédation au sein de la colonie de Bagaud alors que seulement 6,0 % avortent et 11,2 % subissent une prédation dans celle de Ratonneau.

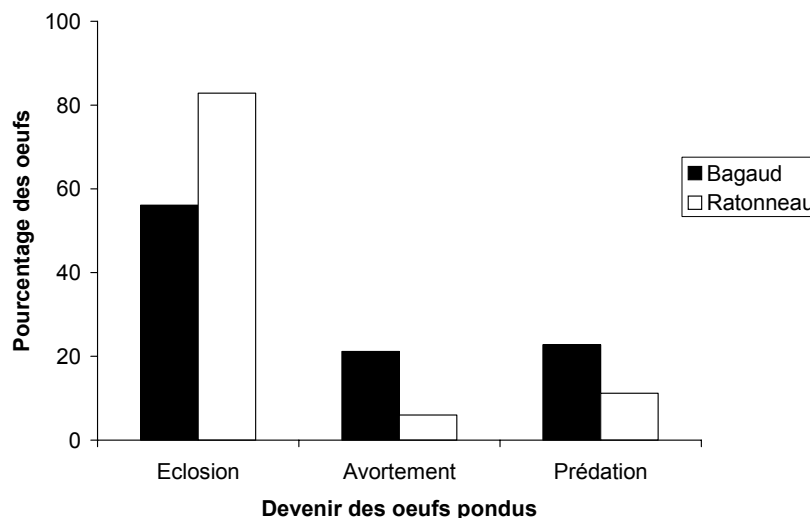


Figure 3.6. : Devenir des œufs pondus après l'éclosion pour chaque site étudié (en pourcentage des œufs pondus).

IV.1.4. Survie des poussins

Les taux de survie des poussins après l'éclosion s'avèrent significativement différents entre les deux colonies étudiées, au désavantage systématique de la colonie de Bagaud (survie à trois jours : $\chi^2_3 = 15,73$; $p = 0,0013$; survie à six jours : $\chi^2_3 = 28,28$; $p < 0,001$; survie à neuf jours : $\chi^2_3 = 21,72$; $p < 0,001$) (Figure 3.7.). Ainsi, le pourcentage des poussins survivant trois jours après leur éclosion n'est que de 48,5 % au sein de la colonie de Bagaud alors qu'il est de 75,2 % dans celle de Ratonneau. Ce pourcentage diminue à 13,4 % pour Bagaud et 45,2 % pour Ratonneau neuf jours après les éclosions. Dans la colonie de Bagaud, chaque nid produit en moyenne 0,52 poussin survivant à trois jours et seulement 0,14 poussin survivant à neuf jours. Au sein de la colonie de Ratonneau, chaque nid donne en moyenne 1,32 poussin survivant à trois jours et 0,76 poussin survivant à neuf jours.

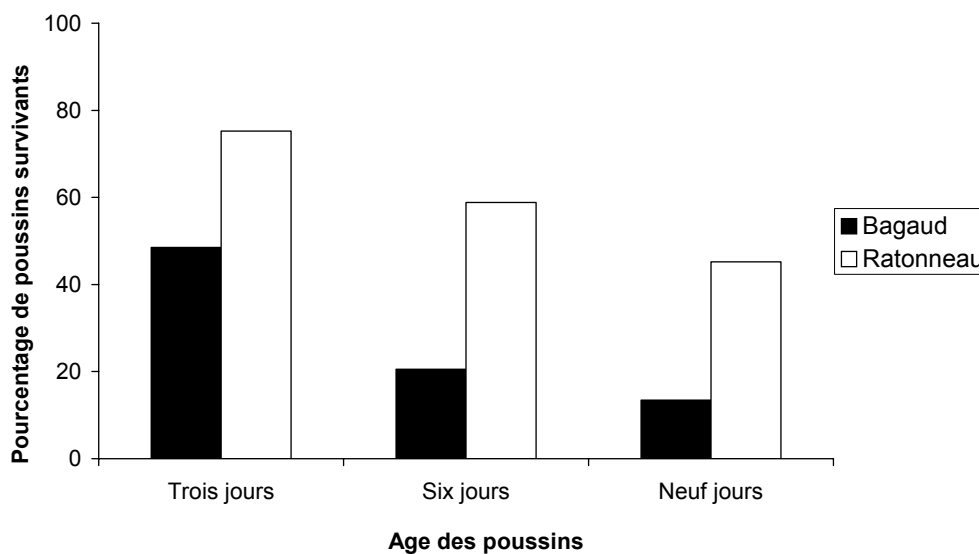


Figure 3.7. : Pourcentage de poussins survivants trois, six et neuf jours après leur éclosion pour les deux sites.

IV.2. Discussion

Le suivi de la chronologie de ponte sur chacun des deux sites montre qu'il existe un décalage significatif de trois jours entre les deux colonies étudiées. Il est possible que la nette différence d'accessibilité des ressources alimentaires existant dans l'environnement proche des deux colonies induise un décalage temporel de la capacité des oiseaux à débiter la ponte. En effet, chez les laridés, la date de ponte dépend du temps nécessaire aux femelles pour acquérir les conditions physiologiques adéquates, et notamment des réserves adipeuses, suffisantes (Bolton *et al.* 1992, Bukacinska *et al.* 1996). L'étude du régime alimentaire des Goélands leucophées au cours de la période précédant la ponte (Chapitre 1) montre pour les deux colonies l'utilisation prédominante des décharges à ciel ouvert comme habitat principal d'alimentation, puis en second lieu l'utilisation des habitats terrestres, et enfin, de façon toujours très minoritaire, l'utilisation du milieu marin. L'accessibilité moindre des décharges pour les oiseaux de Bagaud implique probablement un temps de prospection plus long. Il est par ailleurs fort probable que la densité différente qui existe sur chacun de ces sites ait une influence sur la date d'initiation de la ponte. En effet, la densité des goélands reproducteurs

a tendance à retarder la date de ponte du premier œuf (Bosch & Sol 1998, Wilkens & Exo 1998) ce qui correspond à ce que nous avons pu observer (la colonie de Bagaud étant beaucoup plus dense que celle de Ratonneau). Il n'est toutefois pas exclu que d'autres paramètres puissent également entrer en jeu pour expliquer ce décalage chronologique et notamment une éventuelle différence dans la structure d'âge des colonies. En effet, chez les laridés, les individus les plus vieux et les plus expérimentés ont tendance à débiter la ponte plus précocement que ceux plus jeunes et moins expérimentés (Coulson 1968, Becker & Erdelen 1986). Cependant, l'ancienneté de la colonie de l'île de Bagaud (plusieurs dizaines d'années) et son effectif stable depuis 1982 rendent hautement improbable cette seconde hypothèse.

La variation des paramètres reproducteurs chez les laridés est souvent considérée comme un ajustement de l'effort reproducteur à la disponibilité en ressources alimentaires. Cela se traduit généralement par des différences au niveau du volume moyen des œufs, notamment de celui du troisième œuf (Hiom *et al.* 1991, Bolton *et al.* 1993, Pons 1993, Bukacinska *et al.* 1996) et au niveau de la taille moyenne de ponte (Pons 1993, Pons & Migot 1995). Au niveau des deux colonies étudiées, le pourcentage de nids ayant reçu au moins un œuf s'est avéré sensiblement identique, mais une différence nette est apparue dans la répartition des nids à deux et à trois œufs. Ainsi, bien que la taille moyenne de ponte ne soit pas significativement différente, ceci suggère que la plus faible accessibilité des ressources alimentaires puisse entraîner une moindre production de pontes complètes sur Bagaud par rapport à celles sur Ratonneau. D'autre part, la densité n'a pas d'effet sur la taille de ponte (Wilkens & Exo 1998), ce qui tend à confirmer que la disponibilité alimentaire doit être responsable de la taille de ponte inférieure sur Bagaud. Les pontes à trois œufs correspondent à un compromis évolutif entre le succès et le coût de la reproduction chez des espèces longévives telles que les goélands (Bolton *et al.* 1993, Monaghan & Nager 1997), ce qui explique le fait que bien souvent la taille de ponte ne présente pas de différences significatives car cela induirait des conséquences sur les performances vitales de la population. Plusieurs études ont d'ailleurs démontré que, bien que la disponibilité alimentaire et le régime alimentaire influencent la taille de ponte, la taille modale est toujours de trois œufs (Hiom *et al.* 1991, Bolton *et al.* 1993, Pons 1993). Le troisième œuf

pouvant être considéré comme un "œuf de secours" particulièrement sensible aux contraintes écologiques telles que la variation de la disponibilité alimentaire (Pons 1993). Ainsi, le volume moyen du troisième œuf, très significativement inférieur dans la colonie de Bagaud, corrobore l'hypothèse d'une influence de la différence d'accessibilité des ressources alimentaires entre les deux colonies.

Le devenir des œufs après la ponte est également différent entre les deux sites. Les taux d'éclosion nettement inférieurs dans la colonie de Bagaud correspondent à des pourcentages d'avortement et de prédation supérieurs comparés à la colonie de Ratonneau. L'avortement d'un œuf peut être lié à un manque d'attention de la part des parents qui ne le couvent pas assez, à une densité élevée (Bosch & Sol 1998, Wilkens & Exo 1998, Rodway & Regehr 1999, Bosch *et al.* 2000) ou à une quantité de réserves énergétiques insuffisante pour lui permettre de parvenir jusqu'à l'éclosion (Bolton 1991, Pons & Migot 1995). Cette quantité de réserves, généralement liée à l'état physiologique de la femelle, est également tributaire de la qualité de l'alimentation des adultes. De même, l'absence prolongée des parents traduit souvent des temps de prospection alimentaire plus longs, notamment lorsque la disponibilité trophique est réduite ou lorsque la ressource est peu accessible (Bukacinska *et al.* 1996). Enfin, les taux élevés de prédation d'œufs notés au sein de la colonie de Bagaud peuvent également être liés à une présence moindre des parents au nid, exposant alors les œufs aux prédateurs, ainsi qu'aux attaques des congénères (Brouwer & Spaans 1994, Kipli & Öst 1998). Les principaux prédateurs présents sur les deux colonies sont les Rats noirs (*Rattus rattus*) et les Corneilles noires (*Corvus corone*), Ainsi que les Chats harets (*Felis catus*) sur Ratonneau et les Couleuvres de Montpellier (*Malpolon monspessulanus*) sur Bagaud.

La survie des poussins après l'éclosion est significativement différente entre les deux colonies étudiées et s'avère être nettement plus faible au sein de l'île de Bagaud. Il est à noter que l'année de l'étude n'a pas connu de perturbation anthropique ou d'accident climatique particuliers qui auraient pu affecter le succès de la reproduction. Ainsi, les résultats mis en évidence cette année, et notamment la très nette différence de survie des poussins entre les deux colonies, correspondent probablement au schéma général du succès de la reproduction sur ces deux sites. De manière générale, la survie des poussins est liée à plusieurs facteurs

dont les principaux sont le taux de présence au nid des parents, la fréquence de nourrissage et la qualité de l'alimentation, la protection offerte par l'environnement immédiat du nid et la proximité des couples voisins (e.g. Hunt & Hunt 1976, Bukacinska *et al.* 1996, Bosch & Sol 1998). Pour ce paramètre également, une accessibilité des ressources alimentaires plus faible (distance plus grande à la ressource) peut contraindre les parents à s'absenter plus longtemps, entraînant une augmentation des risques de prédation intra- et inter-spécifique et conduire à une mauvaise alimentation des poussins (Chudzik *et al.* 1994, Oro *et al.* 1995). Chez le Goéland argenté en Bretagne, le régime alimentaire des poussins évolue au cours de leur croissance (Pons 1994) ; durant leur première semaine ils sont principalement nourris avec de la nourriture molle telle que les lombrics, alors que la proportion d'aliments provenant des décharges augmente ensuite avec l'âge des poussins. Ainsi, la disponibilité en ressources alimentaires alternatives (milieu naturel ou agricole) dans l'environnement proche de la colonie pourrait également être un facteur déterminant pour le taux de survie des poussins. Mais au vu des résultats des caractéristiques du régime alimentaire des poussins, et des adultes, de Goélands leucophées mis en évidence dans le Chapitre 1, il semble que se soit l'éloignement aux décharges qui constitue le facteur déterminant. En effet, les goélands de toutes les colonies suivies s'alimentent préférentiellement sur les décharges tout au long de la saison de reproduction. Or, l'accessibilité des décharges par chacune des deux colonies est très différente et on a pu observer une modification du régime alimentaire vers une utilisation beaucoup plus intense des décharges d'autant plus tôt dans la saison de reproduction que la colonie était éloignée d'une décharge. Ce résultat implique que les adultes reproducteurs installés sur l'île de Bagaud ont des temps de prospection alimentaire supérieurs à ceux des oiseaux installés sur l'île de Ratonneau dans la mesure où il doivent parcourir une distance deux fois plus importante que ces derniers pour aller s'alimenter sur la décharge la plus proche. Ainsi, les poussins sur l'île de Bagaud restent probablement plus longtemps sans protection de la part d'un adulte ce qui augmente les risques de prédation (e.g. Hunt & Hunt 1976, Bukacinska *et al.* 1996, Bosch & Sol 1998). L'influence forte du paramètre trophique est d'autant plus probable dans le cas étudié ici, que l'île de Bagaud présente des formations végétales (matorral) nettement plus hautes et plus denses que l'île de Ratonneau. Le manque de refuges et de protections pour les poussins

n'est donc certainement pas le facteur responsable du faible taux d'éclosion des œufs et de survie des poussins sur Bagaud.

Les deux colonies de Goélands leucophées étudiées plus particulièrement dans cette partie présentent des paramètres reproducteurs nettement différents, probablement dû au fait que les ressources sont inégalement distribuées géographiquement, et donc inégalement accessibles, pouvant expliquer en partie la différence de dynamique observée sur les deux sites. Toutefois, d'autres paramètres non considérés ici, tels que les échanges d'oiseaux entre les colonies du littoral méditerranéen ainsi que le degré de philopatrie sont hautement susceptibles d'entrer en jeu pour expliquer la dynamique temporelle des colonies de cette espèce expansionniste (Vidal *et al.* 2001). Ce sont par ailleurs ces mêmes paramètres qui font que la régulation des populations de grands goélands par l'abattage des adultes ou la stérilisation des œufs (Bosch *et al.* 2000) a un effet à court terme avec une baisse importante des effectifs reproducteurs sur la colonie où est réalisée la régulation mais a très peu d'effet à long terme. En effet, en plus du déplacement des populations consécutif à la régulation (jusqu'à 270 km de la colonie initiale ; Bosch *et al.* 2000), les non reproducteurs ne sont pas affectés et peuvent profiter de la place faite sur la colonie pour s'installer. Il semble que seule la baisse de disponibilité alimentaire ait un impact à long terme sur les populations avec également une réponse assez rapide des populations (Pons 1992, Rodway & Regehr 1999).

V. Références

A

Annett, C.A. & Pierotti, R. 1999. Long-term reproductive output in Western gulls : consequences of alternate tactics in diet choice. *Ecology*, **80**: 288-297.

B

Becker, P.H. & Erdelen, M. 1986. Egg size in Herring Gulls (*Larus argentatus*) on Mellum island, North sea, West Germany: the influence of nest vegetation, nest density and colony development. *Colonial Waterbirds*, **9**: 68-80.

Bolton, M. 1991. Determinants of chick survival in the Lesser black-backed gull: relative contributions of egg size and parental quality. *Journal of Animal Ecology*, **60**: 949-960.

Bolton, M., Houston, D. & Monaghan, P. 1992. Nutritional constraints on egg formation in the Lesser black-backed gull: an experimental study. *Journal of Animal Ecology*, **61**: 521-532.

Bolton, M., Monaghan, P. & Houston, D.C. 1993. Proximate determination of clutch size in lesser black-backed gulls: the role of food supply and body condition. *Canadian Journal of Zoology*, **71**: 273-279.

Bosch, M. & Sol, D. 1998. Habitat selection and breeding success in Yellow-legged gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, **140**: 415-421.

Bosch, M., Oro, D., Cantos, F.J & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 369-385.

Brooks, E.N. & Lebreton, J.D. 2001. Optimizing removals to control a metapopulation: application to the Yellow legged herring gull (*Larus cachinnans*). *Ecological Modelling*, **136**: 264-289.

Brouwer, A. & Spaans, A.L. 1994. Egg predation in the Herring gull *Larus argentatus*: why does it vary so much between nests? *Ardea*, **82**: 223-231.

Bukacinska, M., D. Bukacinski & A.L. Spaans. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *The Auk*, **113**: 300-309.

Burger, J. & Lesser, F. 1980. Nest-site selection in an expanding population of Herring gulls. *Journal of Field Ornithology*, **51**: 270-280.

C

Chudzik, J.M., Graham, K.D. & Morris, R.D. 1994. Comparative breeding success and diet of Ring-billed and Herring Gulls on south limestone islands, Georgian bay. *Colonial Waterbirds*, **17**: 18-27.

Clergeau, P. 1997. La gestion des oiseaux à risques. In Clergeau P. coord. *Oiseaux à risques en ville et en campagne*. INRA Editions, Paris : 7-26.

Coulson, J.C. 1968. Differences in the quality of birds nesting in the centre and on the edges of a colony. *Nature*, **217**: 478-479.

E

Ewins, P.J., Weseloh, D.V., Groom, J.H., Dobos, R.Z. & Mineau, P. 1994. The diet of Herring Gulls (*Larus argentatus*) during winter and early spring on the lower Great Lakes. *Hydrobiologia*, **279/280**: 39-55.

G

Greig, S.A., J.C. Coulson & P. Monaghan. 1986. A comparison of foraging at refuse tips by three species of gull (Laridae). *Journal of Zoology*, London (A) **210**: 459-472.

H

- Hario, M. 1997. Effects of supplementary feeding on the C-egg constituents in the nominate Lesser black-backed gull *Larus f. fuscus*. *Ornis Fennica*, **74**: 167-177.
- Harris, M.P. 1964. Aspects of the breeding biology of gulls *Larus argentatus*, *L. fuscus* and *L. marinus*. *Ibis*, **106**: 432-456.
- Hiom, L., Bolton, M., Monaghan, P. & Worrall, D. 1991. Experimental evidence for food limitation of egg production in gulls. *Ornis Scandinavica*, **22**: 94-97.
- Hunt, G.L. Jr. 1972. Influence of food distribution and human disturbance on the reproductive success of Herring Gulls. *Ecology*, **53**: 1051-1061.
- Hunt, G.L. & Hunt, M.W. 1976. Gull chick survival: the significance of growth rates, timing of breeding and territory size. *Ecology*, **57**: 62-75.

K

- Kipli, M. & Öst, M. 1998. Reduced availability of refuse and breeding output in a Herring gull (*Larus argentatus*) colony. *Ann. Zool. Fennici*, **35**: 37-42.

M

- Monaghan, P. 1980. Dominance and dispersal between feeding sites in the Herring gull (*Larus argentatus*). *Animal Behavior*, **28**: 521-527.
- Monaghan, P. & Nager, R.G. 1997. Why don't birds lay more eggs ? *Trends in Ecology and Evolution*, **12**: 270-274.

O

- Oro, D. 1996. Interspecific kleptoparasitism in Audouin's gull *Larus audouinii* at the Ebro delta, northeastern Spain : a behavioural response to low food availability. *Ibis*, **138**: 218-221.
- Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.
- Oro, D., Pradel, R. & Lebreton, J-D. 1999. Food availability and nest predation influence life history traits in Audouin's gull, *Larus audouinii*. *Oecologia*, **118**: 438-445.
- Oro, D. 2002. Breeding biology and population dynamics of Slender-billed gulls at the Ebro delta (Northwestern Mediterranean). *Waterbirds*, **25**: 67-77.

P

- Pierotti, R. & Annett, C.A. 1990. Diet and reproductive output in seabirds. Food choices by individuals, free-living animals can affect survival of offspring. *Bioscience*, **40**: 568-574.
- Pierotti, R. & Annett, C.A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**: 319-328.
- Pons, J.M. 1992. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a herring gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, **80**: 143-150.
- Pons, J.M. 1993. Pourquoi le Goéland argenté, *Larus argentatus* pond-il un troisième œuf plus petit que les deux précédents ? *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, **48**: 331-340.
- Pons, J.M. 1994. Feeding strategies of male and female Herring Gulls during the breeding season under various feeding conditions. *Ethology Ecology & Evolution*, **6**: 1-12.
- Pons, J.M. & Migot, P. 1995. Life-history strategy of Herring gull : changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, **64**: 592-599.

R

Rodway, M.S. & Regehr, H.M. 1999. Habitat selection and reproductive performance of food stressed Herring gulls. *The Condor*, **101**: 566-576.

S

Scherrer, B. 1984. Biostatistiques. Gaëtan Morrin ed., Montréal.

Sibly, R.M. & McCleery, R.H. 1983. Increase in weight of Herring gulls breeding while feeding. *Journal of Animal Ecology*, **52**: 35-50.

T

Thibault, J.C., Zotier, R., Guyot, I. & Bretagnolle, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds*, **19** (special publication 1): 31-40.

V

Vidal, E., Médail, F. & Tatoni, T. 1998a. Is the Yellow-legged Gull a superabundant species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity & Conservation*, **7**: 1013-1026.

Vidal, E., Médail, F., Tatoni, T., Roche, P. & Vidal, P. 1998b. Impact of gull colonies on the flora of the Riou archipelago (Mediterranean islands of South-east France). *Biological Conservation*, **84**: 235-243.

Vidal, E., Roche, P., Bonnet, V. & Tatoni, T. 2001. Nest-density distribution patterns in a Yellow-legged gulls archipelago colony. *Acta Oecologica*, **22**: 245-251.

W

Wilkens, S. & Exo, K-M. 1998. Population size and density dependant effects on breeding success in Herring gulls (*Larus argentatus*) on Mellum island. *Journal für Ornithologie*, **139**: 21-36.

Witt, H-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Patrons spatio-temporels d'utilisation des décharges par les Goélands leucophées



Photo 9 : Goélands leucophées adultes et juvéniles sur la zone d'alimentation dans une décharge

I. Introduction

L'ouverture dans les années 70 de zones de stockage de déchets ménagers à ciel ouvert (décharges), puis leur expansion et leur multiplication par la suite, a fourni à de nombreuses espèces animales (Gabrey 1997) des ressources alimentaires en grande quantité, utilisables tout au long de l'année. Ceci est particulièrement vrai pour les oiseaux qui sont essentiellement représentés par certains laridés (Isenmann 1978, Burger & Gochfeld 1983a, Blanco 1994). Les décharges attirent ainsi souvent un grand nombre de goélands, même si l'effectif en présence peut varier selon les saisons (Horton *et al.* 1983, Patton 1988). La mise en service des décharges peut être considérée comme l'apparition d'un nouvel habitat d'alimentation potentiel pour les goélands, ce qui a suscité la réalisation de nombreux travaux sur l'utilisation des décharges par les goélands (Goélands argentés le plus souvent), et notamment par les populations hivernantes (Monaghan 1980, Sol *et al.* 1995). En effet, l'hiver est une période où les ressources naturelles sont pour la plupart indisponibles, soit du fait de leur absence complète, soit du fait des conditions climatiques qui les rendent inaccessibles (sol gelé par exemple) (Greig & Coulson 1986, Kihlman & Larsson 1974). C'est tout naturellement à cette période que la présence de nourriture disponible, localisée dans l'espace et accessible dans les décharges peut s'avérer cruciale. Ceci est d'autant plus vrai qu'en période hivernale, les goélands, y compris les adultes, sont nettement plus mobiles géographiquement car ils ne sont pas liés à leur site de reproduction. La présence de décharges influence clairement la répartition des populations hivernantes de goélands qui ont tendance à rentrer dans les terres pour s'y alimenter en grand nombre (Spaans 1971, Cooke & Ross 1972, Kihlman & Larsson 1974, Verbeek 1977, Mudge & Ferns 1982, Horton *et al.* 1983). L'influence de l'apport de nourriture procuré par les décharges est reconnue comme déterminante sur les taux de survie hivernale des jeunes goélands, et plus particulièrement pour les jeunes de premier hiver dans la mesure où les décharges sont des zones d'alimentation ne nécessitant pas de techniques d'alimentation spécifiques (Burger & Gochfeld 1983b) à la différence d'autres milieux d'alimentation tels le milieu marin ou agricole. Un autre aspect assez étudié de l'utilisation des décharges comme zone d'alimentation pour les goélands correspond à des approches éco-éthologiques conduites à l'échelle d'individus en se basant sur des programmes de baguages et de suivis de quelques

oiseaux en particulier dont le taux de succès de prise alimentaire (Greig *et al.* 1985, 1986), les techniques d'alimentation mises en œuvre sur ces sites (Verbeek 1977, Burger & Gochfeld 1983a, b) ou les interactions agressives avec les autres individus (Burger & Gochfeld 1981, Burger 1981, Hackl & Burger 1988) sont recensés. Finalement assez peu de travaux se sont penchés sur les patrons quotidiens d'utilisation des décharges par les goélands et sur les effectifs en présence (Isenmann 1978, Pons 1992, Belant *et al.* 2003, Bertellotti *et al.* 2001)

Les décharges sont souvent considérées *a priori* comme étant des zones d'alimentation fournissant des ressources alimentaires fortement prédictibles dans l'espace et dans le temps, renouvelées quotidiennement et abondante tout au long de l'année (Isenmann 1978, Horton *et al.* 1983, Pons 1992, Blanco 1994, Pons & Migot 1995). Malgré cela on peut légitimement se poser la question du bien fondé de cet *a priori* dans la mesure où les décharges sont parfois aussi considérées comme des sites d'alimentation spécialisés, où la nourriture n'est disponible que pour de courtes périodes de temps dans la journée (Greig *et al.* 1985, 1986 ; Coulson *et al.* 1987). Cependant, la plupart des études réalisées traitent de populations hivernantes de goélands sur les côtes Atlantiques. Or, pendant l'hiver les goélands ne sont pas restreints à une zone relativement proche de leur colonie comme c'est le cas pendant la saison de reproduction. D'autre part, les populations atlantiques de goélands ont accès à une large variété de ressources alimentaires telles que les ressources tidales (moules ou crustacés par exemple) ou les rejets de la pêche industrielle. Sur la côte méditerranéenne française et plus particulièrement provençale, la variété des ressources alimentaires disponibles est beaucoup moins grande. Dans ce contexte, et bien que la disponibilité des ressources alimentaires sur les décharges dépendent pour beaucoup de la façon dont elles sont gérées (Coulson *et al.* 1987, Sol *et al.* 1995), les décharges d'ordures ménagères fournissent probablement les ressources alimentaires disponibles les plus prédictibles pour les goélands dans notre région.

Depuis le début de ce travail nous avons fait le choix de considérer l'influence de l'accessibilité aux décharges des goélands à une échelle assez importante nous permettant de prendre en compte l'ensemble des grandes colonies insulaires du littoral provençal ainsi que toutes les décharges comprises dans le rayon de prospection du Goéland leucophée. Ce niveau d'approche « régional » a permis de mettre en évidence l'influence de l'accessibilité

en décharges des goélands sur le régime alimentaire des adultes et des poussins (Chapitre 1), sur la distribution spatiale et la dynamique démographique des colonies insulaires sur les 20 dernières années (Chapitre 2) ainsi que sur les paramètres démographiques tout au long du cycle de reproduction (Chapitre 3).

Dans ce quatrième chapitre nous avons conservé le même niveau d'approche « régional » pour l'étude des patrons d'utilisation des décharges par les Goélands leucophées nicheurs mais également par les populations hivernantes. Ce niveau d'approche nous a permis de pouvoir intégrer des paramètres, que l'on pourrait nommer « d'accessibilité aux colonies », tels que l'existence d'une colonie à proximité et sa taille.

Les principales questions auxquelles nous nous sommes efforcés de répondre dans cette partie sont les suivantes :

- i) est-ce que les Goélands leucophées des colonies insulaires provençales fréquentent les décharges en grand nombre tels que peuvent nous le laisser supposer les résultats des chapitres précédents,
- ii) existe-t-il une différence saisonnière dans la fréquentation des décharges par les goélands, et notamment est-ce les contraintes relatives à la présence au nid des adultes pour assurer la protection de leur descendance dont l'intensité s'accroît au cours de la saison de reproduction se traduisent par des patrons d'utilisation des décharges particuliers,
- iii) quels sont les facteurs déterminants les effectifs de goélands recensés sur les décharges à chacune des périodes considérées,
- iv) est-ce que les décharges peuvent effectivement être une zone d'alimentation pour les effectifs d'oiseaux que nous y avons recensés ? En d'autres termes, est-ce qu'elles fournissent des ressources alimentaires en quantité suffisante pour assurer l'alimentation du nombre d'oiseaux recensés,
- v) quels sont les temps de résidence des goélands sur chacun des sites et par quels paramètres sont-ils déterminés ? Ces temps de résidence permettent-ils des phases d'alimentation réelles des goélands,
- vi) quels sont les rythmes d'activités quotidiens de fréquentation des décharges par les goélands ?

Le suivi des populations sur le site même de leur alimentation principale et la détermination des patrons d'utilisation de ces sites est indispensable à la compréhension globale du fonctionnement de cette population. Ces données seront autant d'éléments à prendre en compte dans la prédiction des conséquences démographiques sur les populations de cette espèce, désormais considérée comme surabondante du fait de ces interactions négatives avec les activités humaines et de ses impacts négatifs sur la biodiversité animale et végétale (Vidal *et al.* 1998), de la fermeture prochaine des décharges à ciel ouvert ordonnée par l'Union Européenne ou d'un changement dans le mode de gestion des décharges à ciel ouvert qui limiterait l'accès de la ressource aux goélands .

II. Méthodologie

II.1. Sites d'étude

Pour réaliser cette étude, les décharges à ciel ouvert qui semblaient intensément utilisées comme lieu d'alimentation pour les Goélands leucophées ont été préalablement identifiées. En considérant d'une part le fait que la zone de prospection alimentaire optimale du Goéland leucophée comme étant de l'ordre de 40 km (Witt *et al.* 1981, Oro *et al.* 1995), et d'autre part que les colonies insulaires les plus importantes sont situées sur les archipels du Frioul, de Riou et des îles d'Hyères (Chapitre 2, Vidal *et al.* 2004), nous avons pu sélectionner les décharges qui ont fait l'objet de deux suivis centrés sur la période de reproduction 2002 (avril et mai 2002) et d'un suivi en période hivernale (janvier 2003). Ainsi ce travail a porté sur 6 décharges ou Centres d'Enfouissement Technique (CET) au mode de gestion comparable (ordures ménagères recouvertes toutes les soirs par une couche de terre). L'arrivée des camions sur chacune des décharges est en flux constant dès l'ouverture du site et pendant toute la matinée, au cours de l'après-midi le nombre de camions a tendance à diminuer. L'activité se déroule en continu sur chacune des décharges jusqu'aux environs de 17h, heure à laquelle la couche de terre est répandue.

Tableau 4.1. Caractéristiques des décharges (CET) étudiées. Ton 2000 : tonnage annuel traité, Ton OM : tonnage annuel d'ordures ménagères, Dist. Colonie : distance à la colonie la plus proche, Eff₂₀ et Eff₄₀ : effectifs de goélands nicheurs sur les colonies situées dans un rayon de 20 et 40 km de la décharge.

CET	Dep ¹	Ton 2000	Ton OM	Heure ouverture	Dist. colonie	Eff ₂₀	Eff ₄₀
Jas de Rhodes	13	150000	52500	5h30	12	4248	12324
Vallon Dol	13	108166	21633	6h30	14	4248	12324
Le Mentaure	13	68306	68306	6h00	18	8076	12324
Aix Arbois	13	161250	129000	5h30	22	0	12324
Roumagayrol	83	32468	19480	6h00	25	0	1837
Balançan	83	277320	166392	6h00	38	0	667

Quatre de ces décharges sont situées dans les Bouches-du-Rhône et deux dans le Var (Tableau 4.1., Figure 4.1.). Les analyses conduites dans cette partie ont pour but de nous fournir une vision globale du phénomène régional d'utilisation des ressources anthropiques par les laridés en comparant les situations observées sur différentes décharges aux mêmes périodes du cycle annuel.

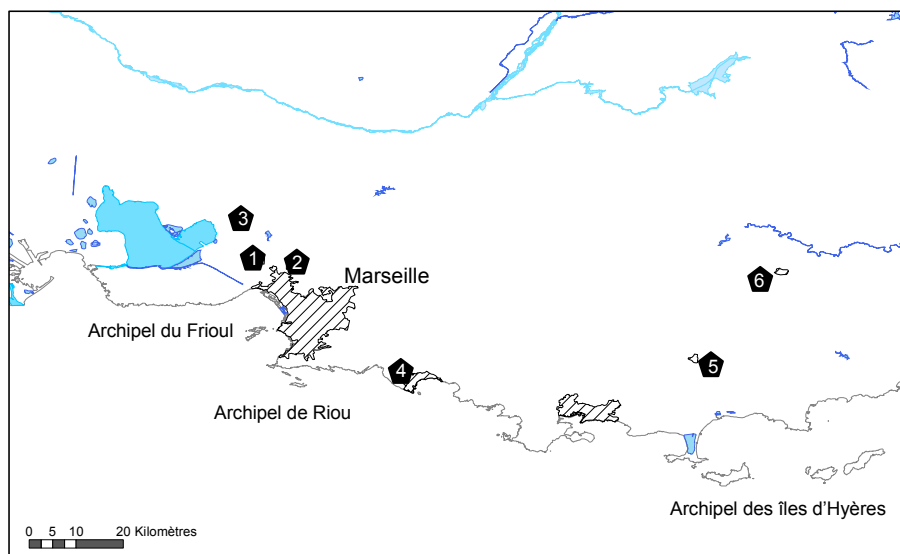


Figure 4.1. Carte de la zone d'étude avec localisation des colonies insulaires et des CET étudiés (◆). Les CET sont localisés comme suit : CET Jas de Rhodes 1, CET Vallon Dol 2, CET Le Mentaure 3, CET Aix Arbois 4, CET Roumagayrol 5, CET Balançan 6.

II.2. Protocole de recensement des oiseaux

Du fait de l'importance des effectifs en présence, de la configuration des sites et des mouvements permanents des oiseaux, le comptage direct des oiseaux sur les décharges elles-mêmes a été écarté au profit du recensement des flux d'oiseaux entrants et sortants du site (Sadoul 1998). Les opérations de comptage des goélands ont été mises en œuvre sur deux journées rapprochées dans le temps répétées trois fois dans l'année (avril 2002, mai 2002, janvier 2003) depuis l'aube jusqu'au crépuscule. Les méthodologies mises en œuvre ont été calquées sur celles développées lors d'une campagne de comptage antérieure réalisée sur la décharge de la Crau (Sadoul, 1998). Les opérations de recensement d'oiseaux ont débuté dès que la luminosité l'a permis (soit de 05h45 à 07h55 selon la saison) et se sont poursuivies jusqu'à la tombée de la nuit (16h30 à 20h10 selon la saison). Ainsi un minimum de 9h d'observations en continu a été réalisé chaque jour de comptage sur chaque site (Tableau 4.2.).

Tableau 4.2. Récapitulatif des dates, des heures de lever du jour, des heures de début et de fin des observations (heure début, heure fin) et de la durée des observation (durée obs) sur les CET étudiés.

		Jas de Rhodes	Vallon Dol	Le Mentaure	Aix Arbois	Roumagayrol	Balançan
avril	date	8, 19	8, 19	3, 23	3, 18	4, 16	4, 10
	lever du jour	7h08, 6h50	7h08, 6h50	7h16, 6h50	7h16, 6h50	7h11, 6h50	7h11, 6h50
	heure début	6h55, 6h45	6h30, 6h40	7h20, 6h35	7h00, 6h40	7h00, 7h20	7h45, 8h25
	heure fin	18h30, 19h20	19h15, 18h30	19h40, 19h00	19h30, 20h10	17h00, 16h55	19h00, 18h25
	durée obs	11h35, 12h35	12h45, 11h50	12h20, 12h25	12h30, 13h30	10h00, 9h35	11h15, 10h00
mai	date	13, 27	14, 24	17, 21	17, 21	16, 02.06	16, 28
	lever du jour	6h15, 6h00	6h15, 6h00	6h15, 6h00	6h15, 6h00	6h15, 6h00	6h15, 6h00
	heure début	6h15, 5h55	6h05, 5h50	6h05, 5h50	6h00, 5h45	6h45, 6h00	6h45, 6h10
	heure fin	18h55, 18h35	19h45, 19h15	17h15, 19h10	16h40, 17h20	16h40, 18h20	18h05, 18h30
	durée obs	12h40, 12h40	13h40, 13h25	11h10, 13h20	10h40, 11h35	9h55, 12h20	11h20, 12h20
janvier	date	27, 28	27, 28	27, 28	27, 28	28, 29	28, 29
	lever du jour	7h55	7h55	7h55	7h55	7h55	7h55
	heure début	7h15, 7h35	7h00, 7h00	7h30, 7h25	7h30, 7h30	7h55, 7h55	7h20, 7h20
	heure fin	16h45, 16h30	18h10, 18h10	17h40, 18h10	18h10, 18h10	18h40, 18h40	17h50, 17h50
	durée obs	9h30, 8h55	11h10, 11h10	10h10, 10h45	10h40, 10h40	10h45, 10h45	10h30, 10h30

Les entrées et sorties des oiseaux sur les différents sites ont été relevées par tranches de 5 minutes de comptage séparées de 5 minutes de pause durant les deux à trois premières heures suivant le lever du jour, puis par tranches de 10 minutes séparées par 10 minutes de

pause lorsque les rythmes de mouvements d'oiseaux ralentissaient. Les effectifs cumulés des entrées et sorties d'oiseaux sur le site d'alimentation ont été obtenus par extrapolation des fréquences en continu sur l'ensemble de la journée. Dans la mesure du possible la proportion de juvéniles parmi les adultes a été notée aussi bien dans les flux des entrées que des sorties ce qui permet de ne considérer que les effectifs d'adultes (potentiellement reproducteurs) dans nos analyses pour les données du printemps.

II.3. Analyses statistiques

A des fins d'analyses statistiques, les effectifs d'oiseaux recensés ont subi une transformation logarithmique pour répondre à une distribution normale. Les courbes des effectifs cumulés des entrées et des sorties d'oiseaux ont été obtenues par extrapolation des fréquences des entrées et de sorties sur l'ensemble de la journée (Sadoul 1998). Toutes les données horaires ont été transformées en nombre de minutes depuis minuit afin de pouvoir être incorporées dans les analyses (heure de lever du jour à chaque période, heure d'ouverture de chacun des CET). D'autre part, en nous basant sur les courbes des entrées des oiseaux, nous avons calculé l'heure à laquelle 50 % de l'effectif total a été recensé sur un site (H50) puis nous avons calculé le temps nécessaire depuis le lever du jour pour observer 50 % des individus (T50) à chaque période (Sadoul 1998).

Afin d'estimer le **temps de résidence** des oiseaux sur chacun des sites à partir des courbes d'effectifs d'entrée et de sortie, nous avons utilisé des diagrammes d'intercorrélation temporelle basées sur les deux séries. Le coefficient de corrélation donne une idée de la corrélation existant entre deux ensembles de données. Lorsque ces deux ensembles de données sont constitués de séries temporelles ou bien spatiales, il est possible tracer les variations de ce coefficient en fonction du décalage que l'on introduit dans l'une des séries temporelles par rapport à l'autre. La fonction obtenue est alors appelée fonction d'intercorrélation. La fonction d'intercorrélation exprime la corrélation entre les deux séries en fonction du décalage introduit entre les deux séries. Dans notre cas, les courbes des effectifs d'arrivée et de départ constituent des séries temporelles qu'il est possible de corréler en appliquant différents décalages. Un coefficient de corrélation positif élevé obtenu pour un décalage positif signifie que la courbe des effectifs d'arrivée est en avance par rapport aux

courbes des effectifs de départ. Un coefficient de corrélation négatif implique une anticorrélation entre les deux séries temporelles. Il est relativement malaisé d'interpréter une telle représentation. En effet, un signal réel n'est pas constitué d'une seule et unique périodicité et en général, cette périodicité n'est même pas constante en amplitude et/ou en temps.

De manière générale, moins les données sont manipulées et plus elles contiennent de l'information réelle et utile. Cependant les séries de données sont également susceptibles de contenir du « bruit » qui brouille les corrélations obtenues. Afin de supprimer le bruit qui pourrait être associé à l'estimation effectifs des entrées et des sorties, nous avons appliqué une fonction de lissage aux séries originelles. La fonction de lissage qui a été utilisée est la méthode des noyaux (kernels) qui calcule une moyenne locale pondérée d'une valeur en fonction des valeurs voisines et de leur distance au point focal (Bloomfield 1976, Brockwell & Davies 1991). Le lissage par la méthode des kernels, non seulement, n'a pas modifié la position des intercorrélations significatives, mais au contraire a permis d'augmenter la significativité de ces pics. Nous avons réalisé l'ensemble des calculs sous R 1.9.1 (Copyright 2004, The R Foundation for Statistical Computing) en utilisant le package "Stats".

L'importance des relations entre les variables explicatives (Ton 2000, Ton OM, Heure ouverture, Dist. colonie, Eff₂₀ et Eff₄₀ ; Tableau 4.1.) et les effectifs de goélands recensés quotidiennement sur les décharges, leur temps de résidence, H50 et T50 a été mesurée par le coefficient de corrélation de Spearman.

III. Résultats - Discussion

III.1. Effectifs de goélands fréquentant les décharges

Les goélands recensés sur les décharges à trois périodes du cycle annuel sont principalement des individus adultes. Ainsi au printemps, les adultes ont représenté entre 84 % et 99 % de l'effectif total des goélands recensés sur chacun des sites ce qui correspond au schéma généralement observé (Monaghan 1980, Pons 1992). Pour les deux phases de recensements réalisées au cours de la saison de reproduction (avril et mai) les analyses statistiques ont été effectuées uniquement sur les effectifs d'adultes. De cette façon, nous n'avons considéré que les individus potentiellement reproducteurs afin de faciliter notre interprétation des résultats dans la mesure où seul l'effectif de goélands nichant sur les îles est connu et non pas l'effectif global de goélands de passage et nicheurs dans notre zone d'étude. Au cours de la période hivernale, les analyses statistiques ont été réalisées sur les effectifs totaux de goélands. Les effectifs de goélands recensés sur les sites sont très importants pour chacun d'entre eux (Figure 4.2.) et peuvent atteindre jusqu'à 22 581 oiseaux recensés en une journée sur le CET Jas de Rhodes en janvier. Les sites accueillant le plus d'oiseaux sont les CET Vallon Dol et Jas de Rhodes, mais leur importance respective varie au cours du cycle annuel. Ainsi, alors qu'au mois d'avril le CET Vallon Dol est le site recevant le plus de goélands parmi tous les CET suivis (15602 individus en une journée), au mois de mai les effectifs recensés sur les deux CET péri-marseillais sont quasiment identiques (18538 individus sur le CET Jas de Rhodes et 18420 sur le CET Vallon Dol en une journée).

Afin d'avoir une vision globale des effectifs de goélands fréquentant les décharges en une journée nous avons additionné les effectifs relevés sur chacune des décharges. Les comptages n'ayant pas pu être simultanés pour tous les sites au cours de la saison de reproduction, nous ne pouvons pas exclure que, pour des décharges proches, les mêmes oiseaux aient pu être recensés sur chacun des sites. Pour autant, les recensements sur deux ou trois journées au cours de chaque période nous ont permis de mettre en évidence un patron global aussi bien en terme de rythme d'activité que d'effectifs en présence. De plus, les effectifs considérés ici sont les moyennes entre les jours de comptage ce qui devrait limiter les risques de double comptage.

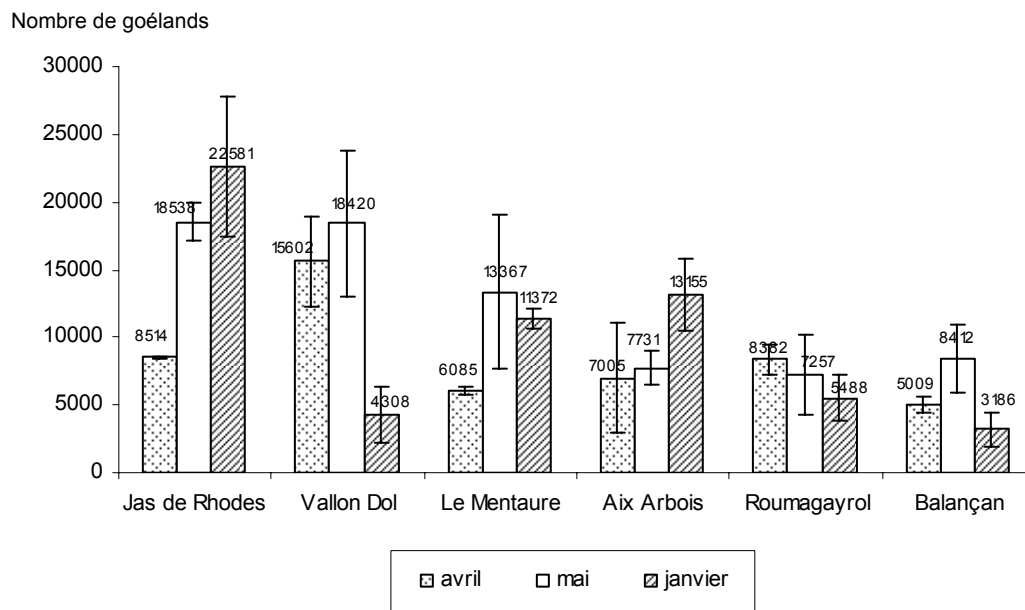


Figure 4.2. Effectifs totaux quotidiens (moyenne des deux jours de comptage et écarts-types) de Goélands leucophées recensés sur les différentes décharges à trois périodes du cycle annuel (avril, mai et janvier). Les effectifs des mois d'avril et mai (période de reproduction) concernent des oiseaux adultes, au mois de janvier ce sont les effectifs totaux (adultes et juvéniles).

Ainsi, au cours de la période de reproduction, ce sont entre 50577 (avril) et 73725 (mai) goélands adultes qui ont été recensés quotidiennement sur l'ensemble des six décharges considérées. Cet effectif est supérieur au nombre de goélands nicheurs recensés sur les colonies insulaires qui est de 20894 couples nicheurs, donc 41788 adultes reproducteurs (Chapitre 2). Le fait que le nombre de goélands adultes recensés sur les décharges quotidiennement soit supérieur au nombre de goélands reproducteurs confirme tout d'abord l'importance des décharges comme zone d'alimentation dans la mesure où cela peut démontrer que potentiellement la totalité des goélands nicheurs fréquentent ces sites. De plus, cela rejoint les résultats des travaux de Pons (1992*a, b*) au cours desquels il avait pu mettre en évidence que 71 % des Goélands argentés bagués avaient été observés sur la décharge de Brest située à proximité de la colonie. D'autre part, l'effectif de goélands adultes non reproducteurs dans notre zone n'est pas connu ce qui pourrait expliquer, en partie tout au moins, notre différentiel. Enfin, il est possible que les goélands fréquentant les décharges fassent des allers et retours plusieurs fois dans la journée pour venir s'alimenter sur les décharges. Chez le Goéland argenté, Belant *et al.* (1993) ont mis en évidence autour de

quatre et sept allers et retours sur les décharges en une journée au cours de la période de reproduction. Ce dernier point pourrait d'ailleurs expliquer le fort effectif recensé au mois de mai qui correspondrait aux allers et retours réalisés par les adultes afin de limiter leur temps d'absence de la colonie et de nourrir leurs poussins. Au cours de la période hivernale, le fort effectif de goélands inclut à la fois les adultes et les juvéniles locaux mais également des individus provenant d'autres zones géographiques pendant leur phase d'erratisme ou qui regagnent leur sites de reproduction (Duhem *et al.* 2004).

Pour les CET Jas de Rhodes et Vallon Dol, il est intéressant de constater que les effectifs recensés au mois de janvier de l'année suivante (2003) montrent un net changement dans la répartition des oiseaux entre les sites dans la mesure où le CET Jas de Rhodes reçoit l'effectif le plus important de cette période (22581 individus en une journée) alors que les effectifs recensés sur le CET Vallon Dol sont les plus faibles parmi les CET des Bouches du Rhône. Ce résultat est probablement la conséquence de la mise en œuvre d'une technique d'effarouchement des oiseaux sur le CET Vallon Dol, qui a probablement incité les oiseaux à utiliser les autres sites disponibles.

Afin de déterminer les facteurs influençant la répartition des goélands entre les sites d'alimentation, nous avons testé l'influence des caractéristiques propres des décharges (Ton 2000, Ton OM, Heure ouverture) ainsi que les variables relatives aux colonies (Dist. colonie, Eff₂₀ et Eff₄₀) (Tableau 4.1). Seules ces dernières variables ont un effet significatif sur les effectifs de goélands recensés (Dist.colonie : $r^2 = -0,5724$, ddl=36, $p = 0,0002$; Eff₂₀ : $r^2 = 0,3974$, ddl=36, $p = 0,0164$; Eff₄₀ : $r^2 = 0,5196$, ddl=36, $p = 0,0012$), et plus particulièrement la distance à la colonie la plus proche (Figure 4.3.).

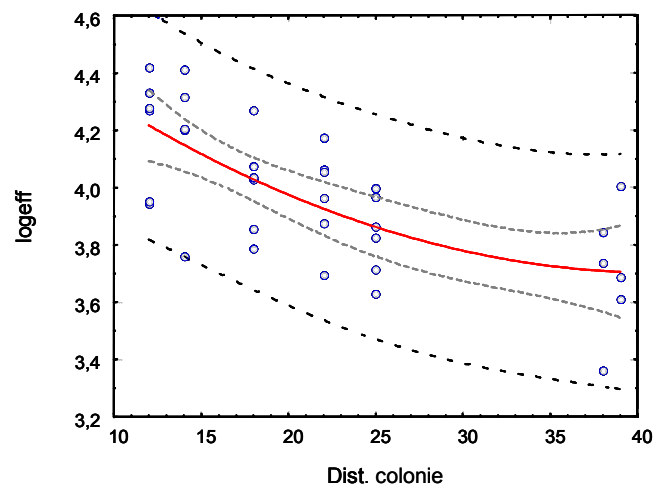


Figure 4.3. Représentation graphique de la corrélation entre la distance de la décharge à la colonie la plus proche (Dist. colonie) et le logarithme de l'effectif de goélands recensés quotidiennement sur les décharges (logeff). Les deux courbes en petits pointillés représentent l'intervalle de confiance à 95 % de la courbe, les deux courbes en grands pointillés représentent l'intervalle de confiance à 95 % du modèle.

Il semble que se soit la distance qui existe entre une colonie et une décharge qui détermine le nombre de goélands qui s'alimenteront sur ce site. Ce résultat corrobore ce qui avait été précédemment mis en évidence pour le Goéland argenté (Sibly & McCleery 1983, Belant *et al.* 1993). Les effectifs recensés ne sont pas sensibles à la période de l'année et paradoxalement ceci est d'autant plus vrai pour les décharges les plus éloignées des colonies. Ce résultat peut paraître surprenant dans la mesure où ces effectifs concernent pour une grande majorité des adultes qui pourraient privilégier d'autres zones d'alimentation plus proches de leurs colonies pendant la saison de reproduction tel que cela a été démontré sur la décharge de la Crau (Sadoul 1998). Or, les conditions de disponibilité et de diversité des zones d'alimentation s'avèrent être assez différentes pour les colonies camarguaises où les ressources alimentaires dans les milieux naturels sont importantes au printemps (Isenmann 1979) alors que pour les colonies insulaires provençales, et notamment celles installées sur les îles d'Hyères, les ressources alimentaires fournies par le milieu naturel restent assez limitées. Enfin, ce résultat corrobore nettement ce que nous avons pu mettre en évidence lors de l'étude du régime alimentaire des Goélands leucophées (Chapitre 1), en l'occurrence le changement du régime alimentaire vers une utilisation plus importante des décharges au dépend des autres ressources au cours de la reproduction. Ce changement s'avère être d'autant plus marqué que les colonies sont éloignées des décharges.

Par contre, il est intéressant de constater que des variables telles que la proportion d'ordures ménagères par rapport à la totalité des déchets traités, ou même le tonnage annuel de déchets, ne sont pas corrélées à l'attractivité du site pour les goélands en quête d'une zone d'alimentation, alors même que ce paramètre jouait un rôle plus important dans l'étude de Sibly & McCleery (1983). Ce résultat est également assez différent de ce qui avait pu être mis en évidence lors de précédentes études où des décharges de grande taille (tonnage important), étaient fréquentées par des effectifs de goélands plus faibles que des décharges de taille inférieure (Horton *et al.* 1983, Greig *et al.* 1986). Les auteurs avaient conclu à l'influence des dérangements (humains ou motorisés) qui sont moins importants sur une décharge plus petite. Bien que ce paramètre de taille ne ressorte pas dans notre travail, les résultats de ces études mettent également en évidence que le tonnage en lui-même ne constitue pas un facteur d'attractivité pour un site. Cette absence de lien avec le tonnage avait également été mise en évidence pour les Goélands argentés au cours de la période hivernale (Horton *et al.* 1983). Ce résultat signifie surtout que le tonnage des sites considérés n'est pas un paramètre limitant le nombre de goélands pouvant les utiliser.

Sur la totalité du tonnage reçu dans une décharge, on peut considérer que seuls 2,75 % de ce tonnage sont réellement disponibles (T disp) pour l'alimentation des laridés (Isenmann 1978, Sadoul 1998), il s'agit en fait de la proportion d'éléments organiques, donc potentiellement nutritifs, au sein des ordures ménagères. Au sein de cette petite fraction du tonnage total constituée d'éléments organiques, seuls 85 % sont accessibles (T access) aux goélands pour leur alimentation (Isenmann 1978), ce qui signifie que la nourriture n'est pas recouverte par d'autre éléments comme de la terre ou des déchets inorganiques. Sachant que le Goéland leucophée a des besoins quotidiens de l'ordre de 350 g de nourriture (Isenmann 1978), il est possible de tester si le tonnage disponible est suffisant pour nourrir les effectifs que nous avons recensés en utilisant la formule déterminant la Consommation Théorique Journalière (CTJ) suivante (Sadoul 1998) :

$$CTJ = \text{effectif de goélands} \times 0,35 \cdot 10^{-3}$$

La Proportion Théorique Journalière (PTJ) de déchets consommés par les goélands est donc donnée par le rapport CTJ/Taccess (Tableau 4.3.).

Tableau 4.3. Tonnages annuels (Ton) et quotidiens (Ton / j) des décharges (CET) étudiées, calcul des Consommations Théoriques Journalières (CTJ) et des Proportion Théoriques Journalières (PTJ) à chacune des trois périodes du cycle annuel (janvier : 10, avril : 04, mai : 05).

CET	Ton	Ton / j	T disp	T access	CTJ01	PTJ 01	CTJ 04	PTJ 04	CTJ 05	PTJ05
Jas de Rhodes	150000	576,92	15,87	13,49	7,90	58,61%	2,98	22,10%	6,49	48,11%
Vallon Dol	108166	416,02	11,44	9,72	1,51	15,51%	5,46	56,15%	6,45	66,30%
Le Mentaure	68306	262,72	7,22	6,14	3,98	64,81%	2,13	34,68%	4,68	76,18%
Aix Arbois	161250	620,19	17,06	14,50	4,60	31,76%	2,45	16,91%	2,71	18,67%
Roumagayrol	32468	124,88	3,43	2,92	1,92	65,80%	2,93	100,26%	2,54	87,01%
Balançan	277320	1066,62	29,33	24,93	1,12	4,47%	1,75	7,03%	2,94	11,81%

Dans le Tableau 4.3., le paramètre le plus intéressant est la proportion théorique journalière (PTJ) calculée pour chaque décharge à chaque période. Celui-ci permet de visualiser très rapidement que les effectifs de goélands que nous avons recensés sur les décharges à chaque période peuvent obtenir leur ration alimentaire quotidienne (350 g) sur les décharges puisque les pourcentages des PTJ sont inférieurs à 100 %, sauf dans le cas du CET Roumagayrol en avril où il semble que la totalité du tonnage accessible ait été consommé par les goélands présents. Ainsi, les décharges que les goélands ont à leur disposition sont donc tout a fait en mesure de fournir de la nourriture aux effectifs que nous avons recensés au cours de cette étude. La plupart d'entre elles sont même largement sous-exploitées dans la mesure où seul environ la moitié des ressources alimentaires accessibles semblent utilisées. Les deux décharges du Var se différencient toutefois de ce schéma général dans la mesure où le CET Roumagayrol est utilisé à saturation quasi complète, alors que le CET Balançan est sous utilisé ce qui est probablement la conséquence de la mise en place de l'effarouchement sur le CET Balançan se traduisant par un report des oiseaux sur la décharge la plus proche. Ces résultats confirment l'importance des décharges comme sites d'alimentation pour les Goélands leucophées tout au long du cycle annuel dans la mesure où elles accueillent probablement la totalité des oiseaux nicheurs du littoral provençal, ainsi que des oiseaux exogènes, et qu'elles fournissent suffisamment de nourriture pour subvenir aux besoins énergétiques quotidiens de tous ces oiseaux, et pourraient potentiellement fournir de la nourriture à des effectifs encore supérieurs, notamment si certaines colonies comme celles de l'archipel du Frioul poursuivaient leur expansion (Chapitre 2).

III.2. Temps de résidence des goélands sur les décharges

Les recensements sur deux journées des goélands fréquentant les six décharges avaient pour but d'obtenir un patron général d'utilisation des décharges à des fins alimentaires. Afin de calculer le temps de résidence des individus sur les sites, un seul des deux jours de recensement par mois a été choisi pour chacun des sites. La cross corrélation nous permet d'établir le temps moyen séparant un pic de sortie d'un pic d'entrée et ainsi de déterminer le temps passé par les individus sur le site, c'est-à-dire le temps de résidence des goélands. Pour chaque période étudiée, les calculs des temps de résidence ont été réalisés sur les données de comptage des 27, 28 et 29 janvier, des 3, 4 et 8 avril et enfin des 14, 17 et 21 mai (Figure 4.4.). Sur les graphiques, chaque barre est séparée de 10 min. Le temps de résidence correspond au nombre de barres qui dépassent le trait pointillé qui symbolise la significativité de la corrélation (seule la partie de la courbe positive est à considérer). Nous avons plus particulièrement considéré le pic du temps de résidence qui correspond sur les graphiques à la barre la plus haute. Ce temps de résidence moyen d'un goéland sur chaque décharge s'avère être globalement compris entre 10 et 40 minutes (Tableau 4.4.) mais il peut parfois atteindre 1h50. Les temps de résidence les plus élevés ont été observés sur les trois CET (Aix Arbois et Balançan 01, Roumagayrol 04 ; Tableau 4.4.) qui présentent le plus important éloignement géographique des colonies (Tableau 4.1.).

Tableau 4.4. Temps de résidence des goélands sur les décharges (CET) obtenus par l'analyse de corrélation croisée aux trois périodes du cycle annuel (janvier, avril et mai).

CET	janvier	avril	mai
Jas de Rhodes	20 min	10 min	ns
Vallon Dol	40 min	20 min	20 min
Le Mentaure	10 min	20 min	0 min
Aix Arbois	1h40	20 min	10 min
Roumagayrol	0 min	1h50	20 min
Balançan	1h50	ns	ns

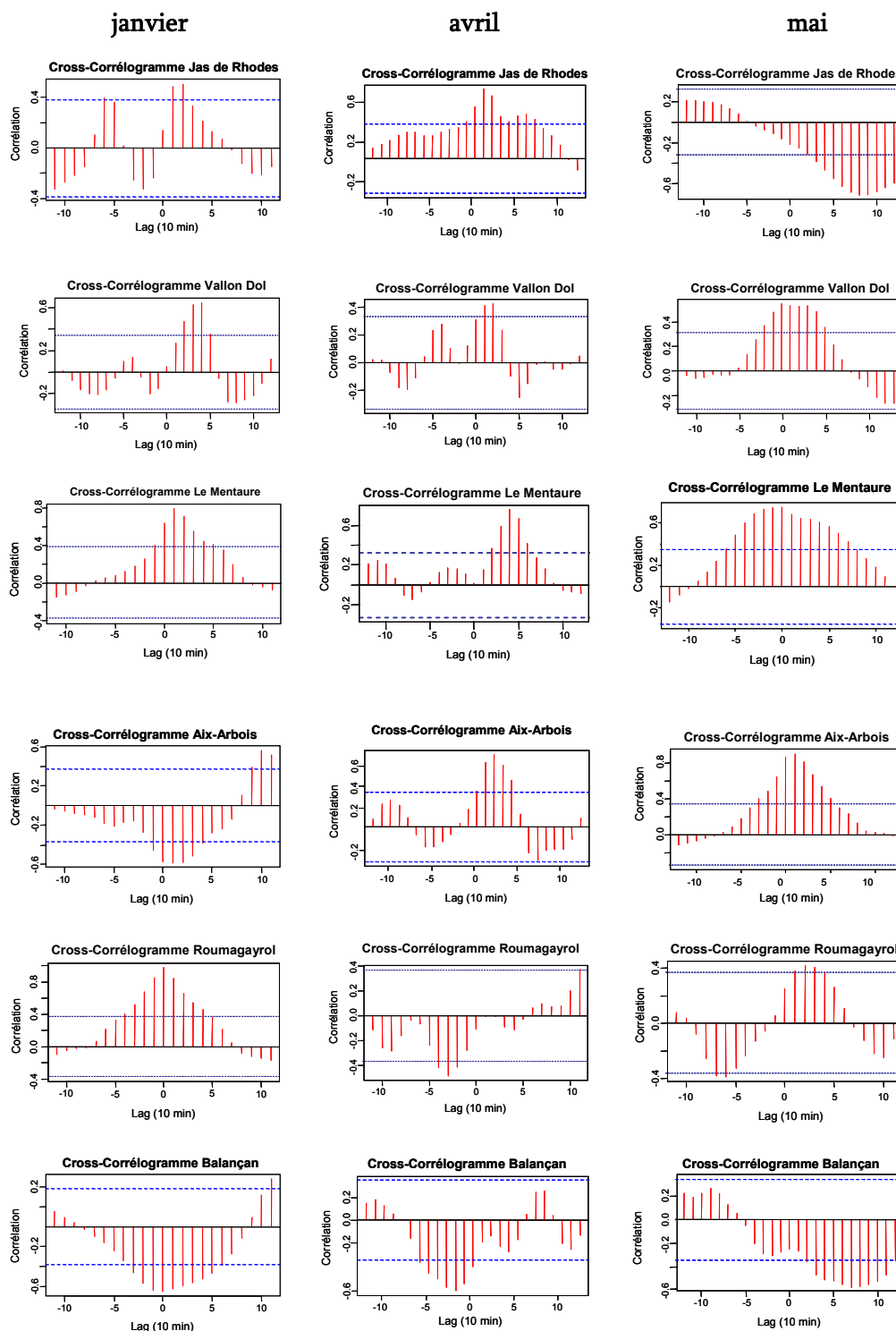


Figure 4.4. Représentation graphique des temps de résidence quotidiens obtenus par intercorrélation des Goélands leucophées recensés sur les différentes décharges à trois périodes du cycle annuel (janvier, avril et mai). Chaque barre est séparée par un laps de temps de 10 minutes.

Lorsque le temps de résidence est égal à 0, ou lorsqu'une partie de la courbe inférieure à 0 est significative (Roumagayrol 01, Vallon Dol 05, Le Mentaure 05 ; Figure 4.4.) cela signifie (en théorie) que le pic de sortie intervient avant le pic d'entrée. Ce cas très particulier (Figure 4.5.) illustre simplement le fait que les principaux flux d'entrants n'ont pas été pu être pris en compte (très net pour le CET Aix Arbois), ce qui est confirmé par le fait qu'à l'initiation du comptage (lever du jour) de nombreux goélands étaient déjà en train de s'alimenter sur les sites (1000 individus environ entrés de nuit sur le site).

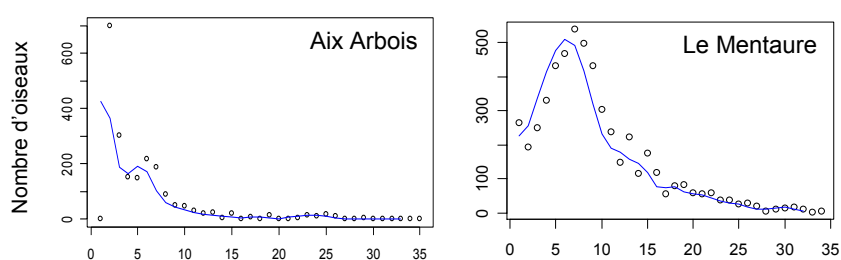


Figure 4.5. Flux d'entrée des goélands sur les CET Aix Arbois et Le Mentaure le 17 mai 2002 avec représentation du lissage kernel (ligne)

Dans ce cas précis, le rythme des sorties (Figure 4.6.) présente un premier pic très tôt dans la matinée, qui est ou non associé à plusieurs pics de seconde importance tout au long de la journée.

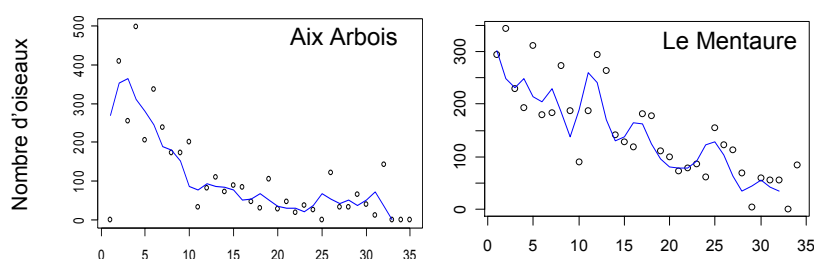


Figure 4.6. Flux de sortie des goélands sur les CET Aix Arbois et Le Mentaure le 17 mai 2002 avec représentation du lissage kernel (ligne)

Un temps de résidence non significatif (Jas de Rhodes 05, Balançan 3 dates ; Tableau 4.4.) traduit également un pic d'entrée précoce (avant le début du recensement) mais cette fois associé à l'existence d'un deuxième pic important d'entrée (ou de plusieurs autres) plus tardivement dans la journée auquel s'ajoutent des pics de sorties multiples (exemple du CET

Jas de Rhodes en mai ; Figure 4.7.). Ce type de flux d'entrées et de sorties, multiples et variables, traduit probablement l'effet des dérangements (véhicules, personnels travaillant sur les sites, méthodes d'effarouchement) assez importants qui influencent la stratégie d'utilisation de ces sites par les goélands (Sol *et al.* 1993). Ainsi, sur le CET Balançan un effarouchement à l'aide de faucons à été mis en place en 2001, et bien que celui-ci ait été stoppé lors de nos journées de recensements, les goélands ont probablement intégré ce paramètre nouveau comme étant une caractéristique de ce site d'alimentation qui se traduit par un patron journalier d'utilisation de ce site assez « anarchique ».

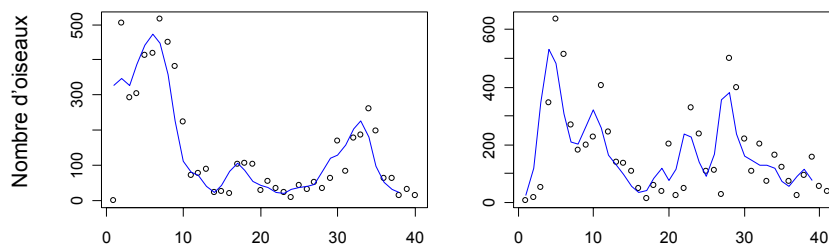


Figure 4.7. Flux d'entrée et de sortie des goélands sur le CET Jas de Rhodes le 13 mai 2002 avec représentation du lissage kernel (ligne)

Le temps de résidence de 40 min correspond à ce qui est généralement mis en évidence pour les laridés (Isenmann 1978, Greig *et al.* 1985, Coulson *et al.* 1987). Plus précisément, la phase d'alimentation est de 10 à 20 min chez le Goéland argenté (Burger & Gochfeld 1983, Greig *et al.* 1985, Coulson *et al.* 1987). Pour le Goéland leucophée, le temps de résidence précédemment mis en évidence sur une décharge comparable en terme de mode de gestion en Espagne était de l'ordre de 90 minutes (Sol *et al.* 1993). Ce résultat confirme que les goélands fréquentant les décharges restent sur les sites pendant un laps de temps qui permet leur alimentation. Il semble en outre que la plupart des individus quitte le site après une phase d'alimentation (Sol *et al.* 1993). Aussi en restant en moyenne 40 minutes sur le site les goélands recensés sur les décharges ont probablement eu le temps de s'alimenter. Ce résultat corrobore ce que nous avons mis en évidence en III.1., c'est-à-dire que les décharges s'avèrent être des zones où l'alimentation des goélands est effective. Ceci valide également l'influence des décharges que nous avons mis en évidence sur le régime

alimentaire, la distribution spatiale, la dynamique démographique et les paramètres démographiques au cours des chapitres précédents.

Le fait que le pic initial d'arrivée des goélands ait parfois été antérieur au début des recensements implique que celui-ci a lieu de nuit dans la mesure où les recensements ont débuté dès le lever du jour. Ce résultat est corroboré par le fait que le temps de résidences n'est pas corrélé avec l'heure de lever du jour, par contre une corrélation significative existe entre le temps de résidence et l'heure à laquelle 50 % de l'effectif total a été recensé sur les sites ($r^2=0,4307$, ddl=27, $p=0,0248$). Le temps de résidence semble également être corrélé positivement par la distance à la colonie la plus proche (Dist. colonie) même si ce lien n'est pas significatif il apparaît nettement sur la représentation graphique des trois paramètres considérés (Figure 4.8.). Ainsi, plus la décharge est éloignée d'une colonie et plus le temps de résidence des goélands sur cette décharge est important.

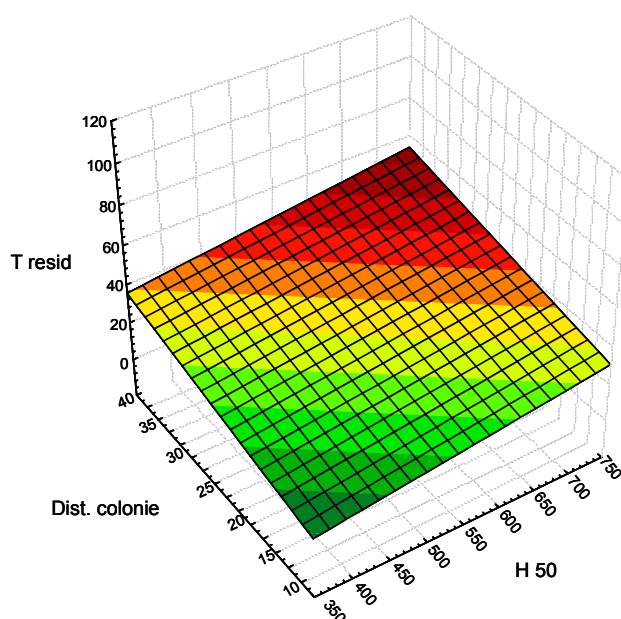


Figure 4.8. Représentation graphique en trois dimensions des corrélations entre le temps de résidence des goélands sur les décharges (T resid) et la distance aux colonies (Dist. colonie en km) et l'heure à laquelle 50 % de l'effectif total de goéland a été observé sur les décharges (H50). Les paramètres temporels T resid et H50 sont donnés en nombre de minutes depuis minuit.

Le temps de résidence des goélands sur les CET est d'autant plus long que la décharge est éloignée d'une colonie et que l'heure à laquelle 50 % de l'effectif a été observé

est plus tardive. Ainsi, les goélands ayant une plus grande distance à parcourir pour aller s'alimenter sur une décharge y arrivent plus tardivement dans la journée et ont tendance à rester plus longtemps sur place. Il est possible que dans ce cas, les goélands doivent rester plus longtemps sur place, en partie pour récupérer sur un plan métabolique de la dépense induite par ce long trajet qui correspond au budget énergétique le plus coûteux (Oro *et al.* 1995), et seulement ensuite de s'alimenter pour obtenir leur ration nutritionnelle quotidienne.

III.3. Rythmes d'activités journaliers et saisonniers des goélands sur les décharges

Les rythmes d'activités se traduisent pour la plupart par de fortes arrivées dans les premières heures de la matinée puis les flux se ralentissent considérablement donnant sur la représentation graphique des effectifs cumulés un plateau en milieu de journée (Figure 4.9.). Cette allure sigmoïde des arrivées correspond à ce qui est généralement observé dans d'autres études sur les laridés fréquentant des décharges (Pons 1992a, Belant *et al.* 1993, Sadoul 1998). Sur d'autres sites (en majorité les décharges des Bouches-du-Rhône), les arrivées sont croissantes au fur et à mesure de la journée avec un léger ralentissement observé dans l'après-midi et cela sans l'existence d'un pic d'arrivées tôt le matin ce qui laisse supposer que ce pic a été antérieur au début des comptages, ce qui expliquerait également le fait que les effectifs de sorties soient supérieurs à ceux des entrées sur ces sites (Figure 4.9.a). A la différence de ce qui a été observé sur la décharge de la Crau (Sadoul 1998), où les premières entrées importantes de goélands se situent dans la première demi-heure suivant le lever du jour, les goélands arrivent avant le lever du jour sur les sites d'alimentation.

Le schéma des flux de sorties s'avère lui aussi complexe car dans certains cas il se traduit par une courbe sigmoïde inversée avec très peu de mouvements durant toute la matinée, puis des sorties massives dans l'après-midi, ce type de flux correspond à ce qui est souvent observé sur d'autres grandes décharges (e.g. Sadoul 1998). Dans d'autres cas la courbe de sortie est quasiment parallèle à celle des arrivées, avec un léger décalage au départ bien évidemment.

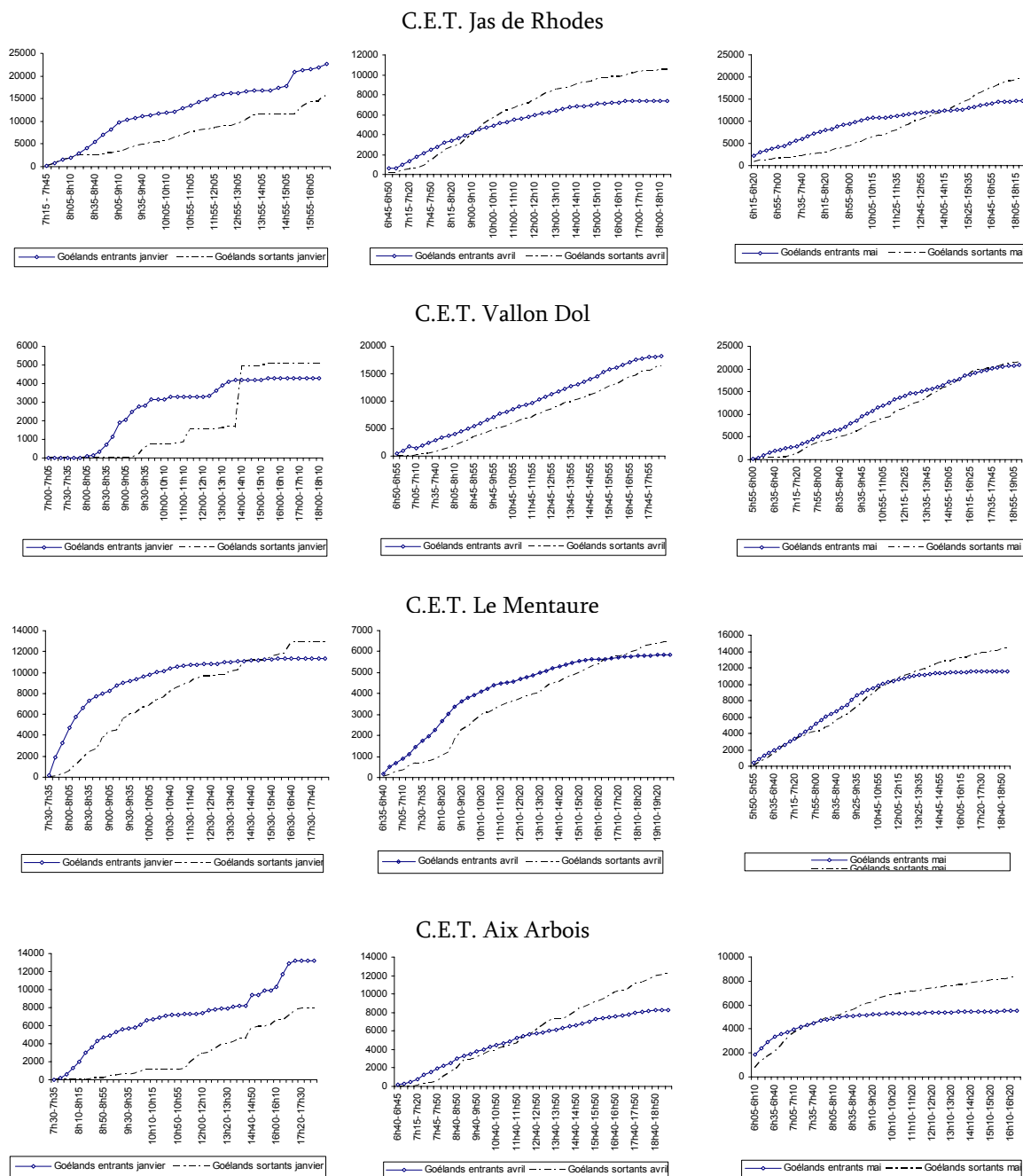


Figure 4.9.a Rythmes d'activités journaliers (entrées et sorties) des Goélands leucophées (moyenne des effectifs des deux jours de comptage) sur les décharges des Bouches-du-Rhône à trois périodes du cycle annuel (janvier, avril et mai). Au mois de janvier ce sont les effectifs totaux (adultes et juvéniles), les effectifs des mois d'avril et mai (période de reproduction) concernent uniquement des oiseaux adultes.

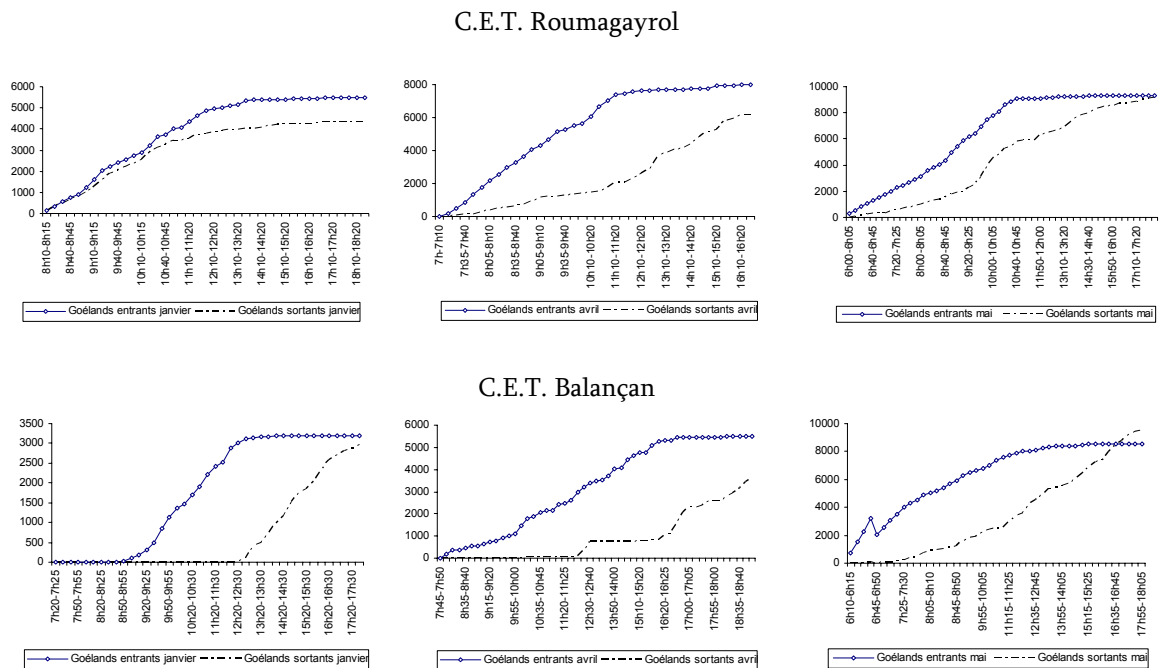


Figure 4.9.b Rythmes d'activités journaliers (entrées et sorties) des Goélands leucophées (moyenne des effectifs des deux jours de comptage) sur les décharges du Var à trois périodes du cycle annuel (janvier, avril et mai). Au mois de janvier ce sont les effectifs totaux (adultes et juvéniles), les effectifs des mois d'avril et mai (période de reproduction) concernent uniquement des oiseaux adultes.

Il semble que les sites répondant le mieux au schéma généralement observé pour les sorties soient les deux décharges du Var (Figure 4.9.b), tandis que les goélands observés sur les décharges des Bouches-du-Rhône présentent des rythmes d'activités plus originaux (Figure 4.9.a). Ce type de courbe de sorties peut traduire le fait que les goélands font des allers et retours entre les sites d'alimentation et les sites de reproduction (Belant *et al.* 1993, Sadoul 1998). Ces types particuliers de courbes se retrouvent d'ailleurs surtout au cours de la saison de reproduction, période au cours de laquelle les adultes doivent s'occuper de leur progéniture en leur assurant nourriture et protection envers les congénères et les prédateurs (Bukacinski *et al.* 1996, Hunt 1972), et donc limiter le temps passé à l'extérieur de la colonie pour la recherche de nourriture (Gorke & Brandl 1986). De plus, la proximité des décharges peut leur permettre d'utiliser ces zones d'alimentation de façon opportuniste alors que pour l'utilisation des décharges éloignées (cas du Var) les goélands mettent en œuvre les patrons

d'activités communément observés (fortes entrées le matin, sorties l'après-midi) et de façon assez constante tout au long de l'année.

L'heure à laquelle 50 % de l'effectif total est arrivé sur le site (H50) ainsi que le délai nécessaire après le lever du jour pour l'obtention de 50 % de l'effectif total (T50) (Monaghan 1980, Sadoul 1998), sont donnés pour chaque décharge (CET) aux trois périodes suivies, dans le Tableau 4.4. Le calcul de ces paramètres permet d'analyser les facteurs déterminants les rythmes d'arrivées des goélands sur les décharges.

Tableau 4.4. Heure à laquelle 50 % des effectifs quotidiens de goélands sont arrivés (H50) et délai depuis le lever du jour pour atteindre 50 % de l'effectif total (T50) sur les décharges (CET) aux trois périodes du cycle annuel (janvier, avril et mai).

CET	H50			T50		
	janvier	avril	mai	janvier	avril	mai
Jas de Rhodes	8h55	10h15	8h25	2h04	3h06	2h53
Vallon Dol	8h50	11h30	8h55	2h44	5h16	4h53
Le Mentaure	8h05	10h05	8h20	16 min	3h09	2h51
Aix Arbois	9h20	8h30	6h45	3h59	3h32	1h23
Roumagayrol	9h20	9h25	8h50	1h56	2h51	3h42
Balançan	10h00	11h45	9h00	2h44	4h26	2h57

L'influence des caractéristiques des décharges (Tableau 4.1.), ainsi que l'heure du lever du jour, a été testée sur ces paramètres (H50 et T50). La seule corrélation qui est significative est celle entre l'heure à laquelle 50 % de l'effectif total de Goéland leucophée a été recensé (H50) et l'heure de lever du jour ($r^2=0,5121$, ddl=36, $p=0,0014$). Par contre le paramètre T50 n'est corrélé avec aucune des variables environnementales. La corrélation positive entre H50 et l'heure de lever du jour implique que lorsque celle-ci est plus tardive (janvier) la moitié de l'effectif total des individus est recensée plus tard. Au printemps les individus arrivent assez tôt, et notamment au mois de mai (Cooke & Ross 1972, Isenmann 1978). Bien que nichant en colonie, les patrons d'activités quotidiens des goélands sont le plus souvent individuels (Morris & Black 1980, Gorke & Brandl 1986), et notamment les départs précoces vers les zones d'alimentation qui sont souvent le fait de quelques individus. Ainsi, il est possible que le lever du jour permette aux individus partis plus tardivement en

prospection alimentaire de repérer les premiers individus en train de s'alimenter sur les décharges (Sol *et al.* 1993).

Au contraire de ce qui avait pu être évoqué dans d'autres travaux (Coulson *et al.* 1987, Sol *et al.* 1993), le mode de gestion de la décharge et notamment l'heure d'ouverture du site, n'a pas d'influence sur les rythmes d'entrées des goélands. Cela peut-être du au fait que nous avons analysé ces arrivées en nous basant sur le paramètre H50 qui ne nous donne pas la même information que l'heure du pic initial d'arrivées. Pour un certain nombre de décharges, et à certaines périodes (III.2., Figure 4.4.) le pic d'arrivées semble se dérouler de nuit ce qui implique que même lorsque nous étions effectivement présent sur les sites, la visibilité ne permettait pas de procéder au comptage des oiseaux en vol. Ceci est d'autant plus dommageable que notre expérience de terrain nous laisse à penser que les goélands étaient présents plus tôt sur des sites dont les heures d'ouverture sont plus précoces. La poursuite de ce type de recensement devra absolument intégrer cet aspect des rythmes d'arrivées des goélands ce qui permettra de pouvoir vérifier l'influence de l'heure d'ouverture des décharges sur les patrons d'utilisation des sites par les goélands ainsi que d'autres paramètres tels que la durée d'exploitation du site par les oiseaux (Sadoul 1998).

Dans ce chapitre nous avons pu confirmer que les Goélands leucophées fréquentent effectivement en grand nombre, et tout au long de l'année, les décharges présentes dans leur rayon de prospection alimentaire. L'alimentation des goélands sur ces décharges est très probable, aussi bien en période hivernale que pendant la saison de reproduction. Les résultats de l'analyse du régime alimentaire confirment la prédominance des décharges comme zone d'alimentation, aussi bien pour les adultes que pour les poussins.

La connaissance assez précise des patrons d'utilisation des décharges par les goélands, et notamment les rythmes quotidiens d'entrées et de sorties de oiseaux, sont des éléments particulièrement intéressants dans la perspective de mise en place d'actions d'effarouchement ou de régulation des goélands sur les décharges. En effet, on peut penser

qu'une action aura d'autant plus d'effet qu'elle sera réalisée le matin étant donné que les flux d'entrées sont très importants dès le lever du jour, voire même de nuit. Le seul paramètre expliquant l'utilisation d'une décharge par les goélands est la présence d'une colonie à proximité, ce qui, pour une population qui est toujours en phase de croissance, laisse présager une augmentation des effectifs fréquentant les décharges, et notamment celles de la zone peri-marseillaise.

IV. Références

B

- Belant, J.L., Seamans, T.W., Gabrey, S.W. & Ickes, S.K. 1993. Importance of landfills to nesting Herring Gulls. *The Condor*, **95**: 817-830.
- Bertellotti, M., Yorio, P., Blanco, G. & Giaccardi, M. 2001. Use of tips by nesting Kelp gulls at a growing colony in Patagonia. *Journal of Field Ornithology*, **72**: 338-348.
- Blanco, G. 1994. Seasonal abundance of Black kites associated with the rubbish dump of Madrid, Spain. *Journal of Raptor Research*, **28**: 242-245.
- Bloomfield, P. 1976. *Fourier analysis of Time series: An introduction*. Wiley, New York.
- Brockwell, P.J. & Davis, R.A. 1991. *Time Series: Theory and Methods*. Second edition. Springer, pp. 350-365.
- Burger, J. 1981. Feeding competition between Laughing gulls and Herring gulls at a sanitary landfill. *The Condor*, **83**: 328-335.
- Burger, J. & Gocheld, D. 1981. Piracy Behaviour of four species of gulls. *Behaviour*, **77**: 242-267.
- Burger, J. & Gocheld, D. 1983a. Behavior of nine avian species at a Florida garbage dump. *Colonial Waterbirds*, **6**: 54-63.
- Burger, J. & Gocheld, D. 1983b. Feeding behavior in Laughing gulls: compensatory site selection by young. *The Condor*, **85**: 467-473.

C

- Cooke, F. & Ross, R.K. 1972. Diurnal and seasonal activities of a post-breeding population of gulls in southeastern Ontario. *Wilson Bulletin*, **84**: 164-172.
- Coulson, J.C., Butterfield, J., Duncan, N. & Thomas, C. 1987. Use of refuse tips by adult british Herring gulls *Larus argentatus* during the week. *Journal of Applied Ecology*, **24**: 789-800.

D

- Duhem, C., Vidal, E., Sadoul, N. & Pin, C. 2004. *Recensement des laridés sur la décharge de la Crau*. Rapport non publié, IMEP, 81pp.

G

- Gabrey, S.W. 1997. Bird and small mammal abundance at four types of waste-management facilities in northeast Ohio. *Landscape and Urban Planning*, **37**: 223-233.
- Gorke, M. & Brandl, R. 1986. How to live in colonies: spatial foraging strategies of the Black-headed gull. *Oecologia*, **70**: 288-290.
- Greig, S.A., Coulson, J.C. & Monaghan, P. 1985. Feeding strategies of male and female adult Herring gulls (*Larus argentatus*). *Behaviour*, **94**: 41-59.
- Greig, S.A., Coulson, J.C. & Monaghan, P. 1986. A comparison of foraging at refuse tips by three species of gull (Laridae). *Journal of Zoology, London (A)* **210**: 459-472.

H

- Hackl, E. & Burger, J. 1988. Factors affecting piracy in Herring gulls at a New Jersey landfill. *Wilson Bulletin*, **100**: 424-430.
- Horton, N., Brough, T. & Rochard, J.B.A. 1983. The importance of refuse tips to gulls wintering in an inland area of south-east England. *Journal of Applied Ecology*, **20** : 751-765.
- Hunt, G.L. Jr. 1972. Influence of food distribution and human disturbance on the reproductive success of Herring gulls. *Ecology*, **53**: 1051-1061.

I

Isenmann, P. 1978. La décharge d'ordure ménagères de Marseille comme habitat d'alimentation de la Mouette rieuse *Larus ridibundus*. *Alauda*, **46**: 131-146.

Isenmann, P. 1979. Le partage des biotopes de Camargue par les Laridés nicheurs. *L'Oiseau et R.F.O.*, **49**: 91-103.

K

Kihlman, J. & Larsson, L. 1974. On the importance of refuse dumps as a food source for wintering Herring gulls *Larus argentatus* Pont. *Ornis Scandinavica*, **5**: 63-70.

M

Monaghan, P. 1980. Dominance and dispersal between feeding sites in the Herring gull (*Larus argentatus*). *Animal Behaviour*, **28**: 521-527.

Morris, R.D. & Black, J.E. 1980. Radiotelemetry and Herring gull foraging patterns. *Journal of Field Ornithology*, **51**: 110-118.

Mudge, G.P. & Ferns, P.N. 1982. The feeding ecology of five species of gulls (Aves: Larini) in the inner Bristol Channel. *Journal of zoology*, London, **197**: 497-510.

O

Oro, D., Bosch, M. & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis*, **137**: 547-549.

P

Pierotti, R. & Annett, C.A. 1990. Diet and reproductive output in seabirds. Food choices by individuals, free-living animals can affect survival of offspring. *Bioscience*, **40**: 568-574.

Pierotti, R. & Annett, C.A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, **72**: 319-328.

Pons, J.M. 1992a. *Biologie de population du Goéland argenté Larus argentatus et ressources alimentaires d'origine humaine. Cas de la colonie de Trébéron et de la décharge de Brest*. Thèse doctorat ès-sciences. Université Paris XI, Orsay.

Pons, J.M. 1992b. Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. *Ardea*, **80**: 143-150.

Pons, J.M. & P. Migot. 1995. Life-history strategy of the Herring gull: changes in survival and fecundity in a population subjected to various feeding conditions. *Journal of Animal Ecology*, **64**: 592-599.

S

Sadoul, N. 1998. *Recensement des Laridés sur la décharge d'Entressen*. Rapport non publié, Tour du Valat, 46pp.

Sibly, R.M. & McCleery, R.H. 1983. The distribution between feeding sites of Herring gulls breeding at Walney island, U.K. *Journal of Animal Ecology*, **52**: 51-68.

Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1993. Do Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) use refuse tips whenever they need to? *Miscellanea Zoologica*, **17**: 199-203.

Sol, D., Arcos, J.M. & Senar, J.C. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Bird Study*, **42**: 216-221.

Spaans, A.L. 1971. On the feeding ecology of Herring gull *Larus argentatus* in the northern part of The Netherlands. *Ardea*, **59**: 74-188.

V

Verbeek, N.A.M. 1977. Age differences in the digging frequency of Herring gulls on a dump. *The Condor*, **79**: 123-125.

Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yesou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus cachinnans*. Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000), B. Cadiou, J.M. Pons et P. Yésou ed., GISOM.

W

Witt, H-H., Crespo, J., de Juana, E. & Varela, J. 1981. Comparative feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* and the Herring Gull *L. argentatus* in the Mediterranean. *Ibis*, **123**: 519-526.

Accessibilité des décharges et populations de Goélands leucophées : des liens forts.

Tout au long de cette étude nous avons cherché à déterminer l'influence de l'accessibilité et de la disponibilité des décharges à ciel ouvert sur l'écologie des populations de Goélands leucophées. En effet pour les Goélands leucophées, comme c'est le cas des espèces de goélands surabondants, le principal facteur mis en cause dans l'explication de l'expansion démographique de ces espèces est la disponibilité en ressources alimentaires anthropiques. Nos études se sont portées aussi bien sur l'écologie alimentaire que sur différents aspects de la biologie de reproduction du Goéland leucophée. Ce travail a permis de mettre en évidence une réelle influence des ressources alimentaires anthropiques sur chacun des aspects considérés.

Le premier aspect considéré a concerné le régime alimentaire des goélands dans la mesure où l'influence des ressources anthropiques sur les paramètres biologiques de l'espèce ne pouvait être envisagée que si celle-ci utilise réellement les décharges pour son alimentation. De fait, le régime alimentaire des Goélands leucophées est dominé par les restes alimentaires provenant des décharges. Le constat est identique pour les adultes et les poussins de chacune des colonies considérées malgré le gradient d'accessibilité aux décharges auquel ils ont à faire face. L'existence d'un gradient d'accessibilité aux décharges aurait pu se traduire par une différence dans le régime alimentaire entre les colonies, et notamment par un régime alimentaire beaucoup plus diversifié et comprenant moins de ressources provenant des décharges pour les goélands ayant à faire face à une accessibilité aux décharges relativement faible. Ce premier résultat semble traduire une **utilisation préférentielle des décharges comme habitat d'alimentation**. D'autre part, le suivi saisonnier du régime alimentaire a permis de révéler un centrage progressif de la prospection alimentaire sur l'utilisation des décharges au fur et à mesure de l'avancée de la saison de reproduction, probablement en réponse aux contraintes énergétiques supérieures à cette

période (notamment couvaison). Le régime alimentaire se diversifie ensuite (avec l'augmentation de l'utilisation des habitats d'alimentation terrestres) à une période qui correspond à l'élevage de poussins. Ces résultats traduisent **une « dépendance » des goélands vis-à-vis de cette ressource anthropique** dans la mesure où plus les contraintes liées à la reproduction sont fortes et plus la niche trophique se réduit.

L'utilisation préférentielle des décharges comme habitat d'alimentation tout au long de l'année, et notamment pendant la saison de reproduction, influence la qualité des reproducteurs et par voie de conséquence la biologie de reproduction de l'espèce (e.g. Bukacinska *et al.* 1996, Hario 1997). Nous avons tout d'abord pu mettre en évidence que les paramètres d'accessibilité et de disponibilité en décharges (notamment le tonnage disponible à proximité de la colonie) avaient une influence sur la distribution spatiale et la taille des colonies. D'autre part, la dynamique démographique de l'espèce (depuis une vingtaine d'années tout au moins) dépend de la tendance d'évolution des ressources anthropiques observée sur la même période, et notamment le taux d'accroissement du tonnage à proximité de la colonie au cours des vingt dernières années. **La taille des colonies, leur distribution spatiale ainsi que la dynamique démographique des Goélands leucophées sur ces vingt dernières années sont ainsi fortement influencées par les quantités de nourriture anthropique disponible dans les décharges situées dans le rayon de prospection alimentaire de l'espèce, et notamment le tonnage de la décharge la plus proche.**

Le suivi des paramètres démographiques réalisé au niveau de chaque colonie, ou de deux colonies confrontées à des différences marquées dans leur accessibilité aux décharges, souligne l'existence d'un lien entre les ressources alimentaires et ces paramètres démographiques. Les volumes des œufs sont différents entre les colonies, ce qui traduit probablement la différence d'accessibilité aux décharges des goélands. En effet, il n'existe pas de différences interannuelles entre les volumes, ce qui semble se rapporter à la constance des ressources alimentaires fournies par les décharges d'une année sur l'autre. Le suivi fin de la reproduction mis en place sur deux colonies dont l'accessibilité aux décharges est très différente, confirme l'influence de cette accessibilité en ressources sur les paramètres démographique, mais également que cette influence se traduit à chaque étape de la saison de reproduction : taille de ponte, volume des œufs, taux d'éclosion, et taux de survie des

poussins. **Les paramètres démographiques sont donc sous l'influence de l'accessibilité aux décharges des adultes reproducteurs tout au long de la saison de reproduction.**

L'ensemble des travaux réalisés au sein des colonies a mis en évidence une influence indéniable de l'accessibilité des ressources anthropiques sur l'espèce à chacun des niveaux étudiés. Dans un but de « validation » indirecte de nos résultats et afin d'avoir une vision d'ensemble du système « espèce surabondante – ressource anthropique » la dernière étude a été réalisée sur les décharges elles-même. Cette étude confirme que les décharges sont utilisées par un grand nombre de Goélands leucophées, probablement la quasi-totalité des goélands nicheurs de la zone ainsi que les juvéniles et les adultes non reproducteurs. Le nombre de goélands fréquentant un site est déterminé par la proximité d'une colonie, mais est complètement indépendant du tonnage de déchets traités par la décharge. Ainsi, le tonnage n'est pas un facteur limitant le nombre de goélands utilisant un site. **Les décharges sont des zones d'alimentation utilisées toute l'année, où la quantité de nourriture est suffisante pour alimenter les goélands présents et où le temps de résidence des goélands est suffisamment long pour permettre l'alimentation des oiseaux.**

L'ensemble de ces études confirme l'importance des décharges à ciel ouvert sur une population qui est désormais considérée comme surabondante du fait de ses interactions négatives aussi bien avec les intérêts humains qu'avec d'autres espèces animales sauvages (e.g. Vidal *et al.* 1998). Ainsi, il est probable que la mise à disposition par l'homme de ressources abondantes et faciles d'accès dans les décharges à ciel ouvert soit effectivement le principal facteur déterminant l'expansion démographique de l'espèce depuis plusieurs décennies. Or, il probable que cette espèce, dont les effectifs sont à l'heure actuelle toujours en augmentation (Chapitre 2), puisse poursuivre encore son expansion démographique ces prochaines années. En effet, à leur niveau actuel (nombre et tonnage) les décharges à ciel ouvert représentent une zone d'alimentation qui n'est nullement saturée dans notre zone d'étude, et il est probable qu'au cours des prochaines années la disponibilité en décharges (tonnage notamment) augmente encore en réponse à l'augmentation de la quantité de déchets ménagers produits par les populations humaines, qui sont elles aussi promises à

augmenter dans les prochaines années sur le littoral provençal. Ainsi, la fermeture des décharges, si elle a lieu, sera probablement très progressive et étalée sur un dizaine d'années. D'autre part, au vu de la densité de goélands nicheurs recensés sur les îles et îlots du littoral provençal on peut estimer que, pour la plupart, les habitats de nidification ne sont pas encore arrivés à saturation. Ceci est particulièrement vrai pour les grandes îles de l'archipel du Frioul qui témoignent d'une densité de goélands nicheurs parmi les plus faibles de toutes les colonies recensées. Ces deux paramètres associés (disponibilité des zones de nidification et d'alimentation) laisse présager une augmentation des effectifs au cours des prochaines années, augmentation qui pourrait se révéler particulièrement importante dans la zone perimarseillaise.

Dans le cas d'une espèce surabondante, une augmentation des effectifs aura pour conséquence une augmentation des interactions négatives avec les intérêts humains. Rappelons que les effectifs de goélands recensés sur les décharges sont liés à la distance à la colonie la plus proche. Or les îles de l'archipel du Frioul sont les plus proches des deux grands CET Jas de Rhodes et Vallon Dol, ce qui laisse supposer une augmentation des interactions de goélands leucophées avec les activités humaines tout particulièrement à proximité de ces deux sites, au cours des prochaines années. Or, on ne peut pas envisager de méthode de régulation des effectifs à grande échelle, d'autant plus que d'autres grandes concentrations de Goélands leucophées connectées avec celles-ci existent en Méditerranée (Bosch *et al.* 2000).

Par ailleurs, il est probable que l'augmentation des effectifs ne se limite pas à la seule augmentation de la densité des goélands nicheurs au sein des colonies insulaires. En effet, ces dernières années ont vu l'apparition de colonies urbaines dans la plupart des villes du littoral provençal comme cela existe le long des côtes atlantiques avec la nidification urbaine du Goéland argenté (Vincent 1994). Ce phénomène récent en France, a été signalé pour la première fois à Menton en 1984 et concerne maintenant plusieurs dizaines de communes (Pineau & Robin 1988). Les villes les plus fortement touchées semblent être le Grau-du-Roi (55-80 couples en 2000 ; ONCFS, X. Ruffay & P. Cramm inédit) et Martigues (43 couples en 1999 ; IMEP inédit), mais il semble que d'autres villes (Cannes, Nice, Marseille...) fassent actuellement l'objet d'une intensification du phénomène (IMEP, inédit). L'effectif national

des goélands leucophées nicheurs urbains était probablement supérieur à 250-300 couples en 2000, pour près de 30 colonies (Vidal *et al.* 2004). Ce phénomène risque de s'accroître dans la mesure où, en plus de la saturation de certains sites naturels de nidification (archipel de Riou notamment), le milieu urbain se caractérise par un succès reproducteur plus élevé que dans le milieu naturel, probablement dû à l'absence de prédateurs terrestres (Monaghan 1979, Cadiou *et al.* 1997) et à une nourriture souvent abondante, soit au sein même du milieu urbain, soit du fait que la distance à parcourir pour atteindre une décharge est souvent plus courte. Les nuisances induites par la nidification des goélands en milieu urbain sont nombreuses mais concernent principalement la dégradation des toitures, la salissure due aux déjections et une nuisance sonore particulièrement ressentie au cours de la saison de reproduction lors des échanges vocaux entre les adultes et leurs poussins (Vincent 1994, Cadiou *et al.* 1997, 2002). Un suivi particulier de la nidification urbaine de l'espèce devra être mis en place au cours des prochaines années afin d'obtenir des données précises permettant de quantifier l'importance de ce nouveau type de nidification pour l'espèce (Cadiou *et al.* 2002). D'autant plus que l'intensification de la nidification urbaine pourrait entraîner une aggravation des risques aviaires sur les aéroports (Briot & Eudot 1997). En effet, les trois aéroports qui comptent dans la région sont situés à proximité de villes au sein desquelles la nidification en milieu urbain par les Goélands leucophée est suspectée (Nice, Hyères) ou connue précisément (IMEP inédit). Mais la nidification des goélands a également été observée dans le milieu industriel (industries pétrochimique de Berre, exploitations salicoles), où les nuisances observées sont du même ordre que celles enregistrées en ville (Cadiou *et al.* 2002).

Au vu de ces différents aspects, il est probable que des mesures de gestion locale de l'espèce ou d'atténuation des nuisances seront à mettre en place dans un futur proche. La présente étude a permis d'éclaircir le lien existant entre les ressources anthropiques et les Goélands leucophées. Une des interrogations qui subsiste se situe au niveau de la compréhension précise du fonctionnement en métapopulation de cette espèce, et notamment quelles sont les colonies sources et les colonies puits dans le système écologique que nous avons considéré (e.g. Defos du Rau 1995, Brooks & Lebreton 2001, Oro *et al.* 2004). Les colonies sources sont celles fournissant des individus reproducteurs qui vont

s'installer sur d'autres colonies, qui seront nommées les colonies puits. La compréhension de ces phénomènes passe par une étude à plus long terme sur la base du suivi d'individus bagués. Des opérations de baguage des poussins sont réalisées annuellement depuis 1999 sur les principales îles des deux archipels marseillais et de l'archipel des îles d'Hyères, ainsi que sur les colonies lagunaires installées en Camargue (Tour du Valat & IMEP, inédit). Les premières observations sur les sites de nidification d'individus bagués, de retour après leur période d'erratisme) devraient avoir lieu au cours des prochaines saisons de reproduction. Ainsi, au cours des prochaines années le suivi de ces individus bagués devrait permettre de compléter la connaissance du fonctionnement de l'espèce avec notamment l'étude des mécanismes de dispersion-colonisation (colonies sources-colonies puits) qui seront déterminants pour pouvoir proposer des mesures de gestion appropriées à la situation précise dans la mesure où les méthodes de régulation à mettre en œuvre ne sont pas les mêmes suivant qu'il s'agit d'une colonie source ou d'une colonie puit (Defos du Rau 1995, Brooks & Lebreton 2001).

Références

B

- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F.J & Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 369-385.
- Brooks, E.N. & Lebreton, J-D. 2001. Optimizing removals to control a metapopulation: application to the Yellow-legged herring gull (*Larus Cachinnans*). *Ecological modelling*, **136**: 269-284.
- Bukacinska, M., D. Bukacinski & A.L. Spaans. 1996. Attendance and diet in relation to breeding success in Herring Gulls (*Larus argentatus*). *The Auk*, **113**: 300-309.

C

- Cadiou, B., Monnat, J-Y. & Pons, J-M. 1997. *Les goélands argentés: problèmes urbains* pp69-83 In Oiseaux à risques en ville et en campagne (Clergeau P ; coord.). INRA Editions, Paris.
- Cadiou, B., Sadoul, N. & GISOM 2002. *La gestion des « problèmes goélands » en France métropolitaine*, Rapport non publié, 13 pp; coord.).

D

- Defos du Rau, P. 1995. *Application d'un modèle démographique spatialisé à la gestion de populations, le cas du Goéland leucophée* *Larus cachinnans*. Mémoire de DEA Evolution et Ecologie, Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc. 27 p. + annexes.

H

- Hario, M. 1997. Effects of supplementary feeding on the C-egg constituents in the nominate Lesser black-backed gull *Larus f. fuscus*. *Ornis Fennica*, **74**: 167-177.

M

- Monaghan, P. 1979. Aspects of the breeding biology of Herring gulls *Larus argentatus* in urban colonies. *Ibis*, **121**: 475-481.

O

- Oro, D., Cam, E., Pradel, R. & Martinez-Abraín, A. 2004. Influence of food availability on demography and local population dynamics in a long-lived seabird. *Proceedings of the Royal Society of London, B*, **271**: 387-396.

P

- Pineau, J. & Robin, P. 1988. Menton, étape précoce dans la colonisation du milieu urbain de Méditerranée Française par le Goéland leucophée *Larus cachinnans*. *Faune de Provence*, **9**: 81-84.

V

- Vincent, T. 1994. *Ecologie et comportement des populations de Goélands argentés* (*Larus argentatus* *argenteus* Brehm, 1822) *en milieu urbain : l'exemple de la ville du Havre (Seine-Maritime, France*. Thèse doctorat ès-sciences. Université de Rouen.
- Vidal, E., Duhem, C., Beaubrun, P.C. & Yésou, P. 2004. Goéland leucophée *Larus cachinnans*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Eds). *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Editions Biotopie, Mèze : 128-133.

Goélands surabondants et ressources alimentaires anthropiques : cas des colonies insulaires de Goélands leucophées du littoral provençal.

Résumé L'objectif de ce travail a été d'analyser l'influence de la répartition géographique des ressources alimentaires d'origine anthropique (décharges à ciel ouvert) sur les distribution spatiale et la taille des colonies, la dynamique démographique, le régime alimentaire des adultes et des poussins et les paramètres reproducteurs des populations de Goélands leucophées *Larus michahellis* des îles rocheuses du littoral provençal. Pour la première fois, cette thématique a fait l'objet d'une approche conduite à une large échelle géographique (80 km de linéaire côtier) et sur un jeu important de sites de nidification et de zones d'alimentation. Les patrons d'utilisation des principales décharges situées dans la zone de prospection alimentaire de l'espèce ont été étudiés. Les aliments provenant des décharges dominent largement dans le régime alimentaire des oiseaux, aussi bien des adultes que des poussins. Cette prédominance est constante pour chacune des colonies étudiées malgré le gradient d'accessibilité aux décharges qui existe dans leur environnement proche. Les décharges constituent donc l'habitat d'alimentation préférentiel de l'espèce dans la zone d'étude. En outre, il a pu être mis en évidence que l'accessibilité et l'abondance des ressources anthropiques sur le continent conditionnent fortement la distribution spatiale et la taille des colonies ainsi que la dynamique démographique récente et les paramètres reproducteurs des colonies étudiées. Le suivi des goélands sur les décharges permet de confirmer l'importance de celles-ci comme zones d'alimentation de l'espèce. Au cours de la saison de reproduction les décharges sont fréquentées par l'essentiel des goélands reproducteurs de la zone considérée. Pour autant, les ressources alimentaires fournies par les décharges ne sont pas utilisées à saturation, de même que les sites de nidifications dont certains présentent des densités de goélands nicheurs encore faibles. Ceci laisse présager une poursuite probable de l'augmentation des effectifs de Goélands leucophées dans les prochaines années. Dans le cas d'une espèce surabondante comme le Goéland leucophée, l'augmentation probable des effectifs signifie une augmentation des interactions négatives avec les activités humaines et de ce fait, la mise en place de mesures de régulation de l'espèce ou d'atténuation des nuisances.

Superabundant species and human related resources: a case study of insular, yellow-legged gull colonies off the Provençal coast.

Abstract The objective of this study was to analyse the influence of the geographical distribution of human-related food resources (open-air refuse dumps) on the spatial distribution, colony size, demography, and diet of the yellow-legged gull (*Larus michahellis*) inhabiting rocky islets off the Provençal coast during two life stages (adult and chick), as well as for reproductive parameters. This is the first study of its kind to use a large-scale approach (80 kilometers of coastline) and correspondingly large databases of nesting and feeding sites. Usage patterns for the primary refuse dumps within the potential feeding zones of *Larus michahellis* were studied. Refuse dump material dominates by far the diet of these populations, for both adults and chicks and regardless of the accessibility gradient to dumps found in the surrounding environment. Refuse dumps constitute, therefore, the preferred food source for this species within the study area. Furthermore, the accessibility and abundance of human-related food resources on the continent largely determines the spatial distribution and size of insular nesting colonies, and therefore also their recent demographic changes and the reproductive parameters of the colonies. Gull-surveys at dumps confirmed the importance of these sites as a food source for the species. During the reproductive season, refuse dumps were visited by the majority of nesting gulls in the study area. Nevertheless, the quantity of food provided by refuse dumps exceeds that used by the current gull population, and the available nesting sites are also under-used, with certain sites having low densities in nesting couples. This undersaturation of food and nesting resources foresees a continuation in the increase of these yellow-legged gull populations in the coming years. In the context of a superabundant species like the yellow-legged gull, the probable increase in numbers will most likely be accompanied by an increase in negative interactions with the surrounding human population. Therefore, regulatory measures will certainly be required to either control the demography of the species, or to diminish its capacity to become a pest.

Discipline: Biologie des Populations et Ecologie

Mots-clés / Key-words

Goéland leucophée, *Larus michahellis*, ressources alimentaires anthropiques, décharges à ciel ouvert, distribution spatiale, démographie, régime alimentaire.

Yellow-legged Gull, *Larus michahellis*, anthropogenic food sources, open-air refuse dumps, distribution, dynamics, diet.