

Les îles de Marseille ou quand les goélands contrôlent la flore

Éric VIDAL, Frédéric MÉDAIL, Thierry TATONI,
Véronique BONNET et Alain MANTE

L'explosion démographique récente des colonies de goélands leucophées des îles de Marseille a entraîné des bouleversements radicaux dans la flore de ces sites à haute valeur patrimoniale, avec notamment l'implantation massive d'espèces végétales rudérales exogènes parfois envahissantes.



V. Bonnet

Goéland leucophée (Larus cachinnans) adulte en vol.

Les problèmes environnementaux liés à la surabondance de certaines espèces animales, notamment les oiseaux (" *bird pests* " ou " oiseaux à risques ") sont devenus particulièrement aigus durant ces dernières décennies (Clergeau, 1997). C'est entre autres le cas pour les laridés (goélands et mouettes), dont de nombreuses espèces sont opportunistes et plastiques sur le plan écologique, et donc particulièrement aptes à exploiter différentes ressources issues des sociétés humaines (Blokpoel & Spaans, 1991). Plusieurs de ces espèces ont ainsi récemment connu une forte expansion démographique, particulièrement en Europe et en Amérique du Nord. Ces explosions démographiques occasionnent divers problèmes environnementaux qui inquiètent les organismes de gestion et de recherche : nidification en milieu urbain, impacts sur le milieu naturel, dégâts aux exploitations agricoles, perturbation du trafic aérien, ou encore transmission de maladies.

Dans l'aire méditerranéenne, les populations de goélands leucophées *Larus cachinnans michahellis* connaissent depuis une quarantaine d'années une expansion démographique forte et continue, du fait de dérèglements d'origine anthropique (Thibault *et al.*, 1996). La mise à disposition par l'homme de ressources alimentaires abondantes, faciles d'accès et régulièrement renouvelées (ordures ménagères et rebuts de la pêche professionnelle), combinée à la protection de sites littoraux utilisés pour la nidification de l'espèce, sont responsables de cette explosion démographique (Bosch *et al.*, 1994). De ce fait, avec 150 000 couples nicheurs recensés en Méditerranée occidentale, le goéland leucophée est maintenant considéré comme une espèce surabondante, génératrice de problèmes environnementaux (voir par exemple Vidal *et al.*, 1998a). Très plastique sur le plan écologique, cette espèce a colonisé des milieux variés (lagunes, bordures de fleuves, habitat urbain), mais manifeste une préférence nette pour la nidification sur les îlots rocheux, qui hébergent actuellement les plus importantes colonies de cette espèce (Bosch & Sol, 1998).

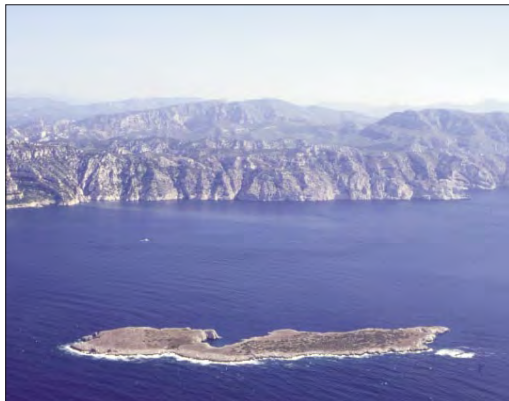
Du fait de leur isolement et des contraintes particulières qui y règnent, ces écosystèmes insulaires abritent fréquemment des taxons endémiques, rares ou nettement différenciés d'un point de vue génétique, ainsi que des assemblages dysharmoniques d'espèces, déséquilibrés sur le plan taxinomique et tro-

phique (Blondel, 1995). Mais l'insularité, si elle conduit au particularisme et à l'originalité des biocénoses, constitue un profond facteur d'accentuation de la fragilité de ces milieux. Ainsi, les phytocénoses insulaires se révèlent particulièrement vulnérables face aux perturbations, particulièrement celles d'origine anthropique ou zoogène et sont fréquemment le siège de profonds déséquilibres écosystémiques et de phénomènes aigus d'invasions biologiques (Adersen, 1991).

L'épicentre de la colonisation en France

La nidification du goéland leucophée sur les îles de Marseille est mentionnée dès le XIX^e siècle, faisant de ce site le lieu initial d'implantation de l'espèce en France continentale. Toutefois, la première donnée chiffrée date seulement de 1922 et fait état d'une centaine de couples sur la partie orientale de l'île de Riou. Par la suite, les îles de Marseille ont été visitées à plusieurs reprises par des ornithologues, permettant ainsi d'avoir une idée assez précise de l'expansion démographique et géographique du goéland leucophée sur le site. Cette expansion a affecté l'ensemble des îles et îlots des archipels, avec toutefois un rythme et une intensité variables. D'une centaine de couples en 1922, et 2 500-3 000 dans les années 1960, les effectifs de goélands leucophées sur les îles de Marseille sont passés à environ 17 000 couples en 1994-1995 (Vidal *et al.*, 1997) pour un effectif de l'ordre de 15 000 à 16 000 couples à la fin des années 1990 (CEEP, inédit).

Les îles de Marseille hébergent donc actuellement environ la moitié des goélands leucophées nichant en France (Yésou & Beaubrun, 1995), et représentent un des bastions de l'espèce au niveau mondial. La plupart des oiseaux commencent à occuper les sites de nidification dès les mois de septembre-octobre et présentent un comportement territorial souvent très marqué. Toutefois, certains reproducteurs ne rejoignent les colonies que plus tard, en fin de période hivernale. La ponte, qui comprend généralement trois œufs, débute dès la mi-mars mais peut se prolonger jusqu'à la fin du mois d'avril. L'incubation dure une trentaine de jours et les poussins demeurent à proximité immédiate du nid jusqu'à leur envol, 35 à 40 jours plus tard.



L'île Plane (au fond : le massif des Calanques).

En période estivale, une part importante des oiseaux reproducteurs déserte ses quartiers de nidification et effectue une migration vers les grands lac alpins, la mer du Nord ou le littoral atlantique (Yésou & Beaubrun, 1995).

Des conséquences importantes sur le patrimoine végétal

Si l'on compare la richesse floristique des îles de Marseille en 1997 à celle de 1938 (Pomègues et Ratonneau) ou de 1960 (îles de l'archipel de Riou), il apparaît que cette richesse a, pour la plupart des îles, subi d'importantes variations. Ainsi, les quatre plus grandes îles ont connu une baisse de leur richesse floristique (de 5,7 % pour l'île de Riou à 27,7 % pour l'île de Pomègues), alors que les trois petits îlots ont vu une augmentation sensible du nombre d'espèces végétales présentes (de 16,1 % pour l'îlot du Grand Congloué à 45,2 % pour l'îlot de Jarron). L'intensité (valeur absolue) et la nature (accroissement ou réduction) des changements dans la richesse floristique sont significativement corrélées ($r^2=0,552$; $p<0,05$) à la superficie des îles.

De nombreuses espèces végétales présentes lors des premiers inventaires n'ont pas été retrouvées lors des nouveaux inventaires en dépit d'un effort de prospection important (ex. *Aphyllantes monspeliensis* sur Pomègues et Ratonneau). Le pourcentage des espèces considérées comme disparues est, pour chacune des neuf îles considérées, supérieur à 20 % de la flore totale présente lors des

premiers inventaires (de 23,7 % pour le Tiboulon de Maire à 41,1 % pour l'île de Ratonneau). Aucune relation significative n'est apparue entre la superficie de l'île et le taux d'espèces disparues ($r^2=0,2$; non significatif). Les changements profonds qui se sont produits au sein des cortèges floristiques de chaque île sont donc majoritairement le fait de l'implantation récente d'espèces végétales "allochtones" (absentes des îles lors du premier inventaire, telles que *Poa annua*).

Le taux d'espèces nouvellement implantées sur les îles de Marseille varie grandement d'une île à l'autre, de 18,0 % pour l'île de Pomègues, à 52,5 % pour l'île de Jarron. Ce taux est inversement corrélé à la superficie de l'île considérée ($r^2=0,704$; $p<0,01$). Globalement, plus l'île considérée est de petite taille, plus la part que représentent les espèces nouvellement implantées dans la richesse floristique actuelle est importante. Ainsi, pour l'île de Jarron (3 ha), plus de la moitié (52,5 %) des espèces recensées en 1997 étaient absentes en 1960.

Nos résultats mettent en évidence une corrélation positive entre les densités de goélands et les taux relatifs de renouvellement de la flore. Bien que les îles qui hébergent d'importantes colonies d'oiseaux marins tendent généralement à présenter des taux de renouvellement de flore plus importants que les îles d'où les oiseaux marins sont absents (Abbott, 1977), cette relation doit être considérée avec une certaine prudence dans la mesure où les densités de goélands nicheurs sont négativement corrélées à la superficie des îles (Vidal *et al.*, 2001).

Une flore à la dérive

Les changements floristiques survenus sur les îles de l'archipel de Riou entre 1960 et 1997 ont été analysés grâce à une analyse canonique des correspondances (ACC : Chessel, 1995). Cette méthode statistique multivariée a été mise en œuvre afin de confronter des variables relatives aux îles étudiées (surface, indice de forme (L/I), distance au continent, densité moyenne de goélands nicheurs, % de taxons rudéraux) avec les compositions floristiques de chaque île en 1960 et 1997. Le plan factoriel obtenu met clairement en évidence l'ampleur des changements survenus dans la composition floristique des îles de l'archipel de Riou depuis 1960. Une "dérive

floristique " forte caractérise l'ensemble des îles étudiées, mais celle-ci s'est manifestée selon un axe privilégié quelque peu différent dans le cas des petits îlots (Grand Congloué, Tiboulén, Jarron), comparé aux plus grandes îles (Riou, Maire, Jarre, Plane).

Les changements floristiques survenus durant les dernières décennies sur les îles de Marseille sont, pour une large part, liés à l'implantation massive de nouvelles espèces végétales. Dans ce contexte, il paraissait intéressant d'analyser plus en détail les caractéristiques fonctionnelles des taxons qui composent ce cortège nouvellement implanté afin d'étudier particulièrement :

- si ces espèces présentent des adaptations particulières aux conditions écologiques nouvelles induites par l'action des goélands (stratégies CSR de Grime),
- si ces espèces s'avèrent particulièrement adaptées à la dissémination par les oiseaux,
- si les schémas mis en évidence sont identiques sur l'ensemble des îles, ou différent d'une île à l'autre.

Assez curieusement, le cortège d'espèces nouvellement implantées se caractérise par l'abondance de taxons dont les diaspores ne présentent pas d'adaptation à la dissémination à longue distance (de 33,33 % à 55,81 %). Ceci est probablement lié au fait que l'isolement des îles étudiées est trop faible (maximum 3 100 m) pour que se manifeste une sélection des espèces en fonction de leur mode ou de leur distance potentielle de dissémination (Médail & Vidal, 1998).

Les espèces adaptées à la dispersion anémochore à longue distance représentent toutefois une part importante des nouveaux taxons (25,58 % à 46,88 % des taxons), avec, selon les îles prises en compte, une dominance des planeurs légers ou bien des planeurs lourds. Il est à signaler que la baie de Marseille est très fréquemment balayée par un vent violent (mistral) de secteur nord-ouest, qui place ainsi les îles étudiées sous le vent du liseré côtier proche. Les taxons adaptés à la dissémination zoochore à



F. Médail

Astragale de Marseille (Astragalus tragacantha), chamaéphyte épineux protégé, menacé par les embruns pollués et la prolifération des goélands.



Faciès dégradé à *Lavatera arborea*, *Lobularia maritima* et *Anagallis arvensis* sur l'île Plane.

longue distance ne s'avèrent, quant à eux, que modestement représentés (de 9,68 % à 22,22 %).

Si la dépendance forte du goéland leucophée vis-à-vis des ressources alimentaires d'origine humaine explique

largement sa très faible dispersion d'espèces végétales par endozoochorie, nous aurions toutefois pu nous attendre à ce que les déplacements quotidiens effectués par l'espèce entre les îles et les sites d'alimentation sur le continent se traduisent par l'implantation de nombreux taxons adaptés à la dissémination épizoochore, comme cela a été mis en évidence sur des colonies canadiennes de goélands argentés (Morton & Hogg, 1989). Puisque sur les îles marseillaises, les oiseaux marins ne semblent contribuer que pour une faible part à la dissémination des espèces allochtones, il est probable que, par le passé, des diaspores de nombreuses espèces aujourd'hui nouvellement implantées soient parvenues à atteindre ces archipels, sans toutefois y trouver les conditions adéquates pour s'y établir. Enfin, il est intéressant de constater que très peu de taxons nouvellement implantés (0 % à 3,70 %) présentent un mode de dissémination principal de type hydrochore.



Silène à feuille de sedum (*Silene sedoides*), caryophyllacée protégée du littoral rocheux.



F. Médail

Passerine (Thymelaea tartonraira) dont les plus belles populations françaises se situent sur le littoral marseillais.

Stratégies CSR et types biogéographiques

Pour la totalité des îles considérées, la stratégie SR s.l., c'est-à-dire la stratégie stress-tolérante / rudérale domine parmi les espèces végétales nouvellement implantées (de 28,57 % à 62,5 %). Ensuite, par ordre décroissant d'importance se trouvent la stratégie R (de 3,23 % à 35,71 %), la stratégie S (de 5,56 % à 25,81 %) et la stratégie CR (de 0 % à 25,81 %). La prédominance, parmi les taxons nouveaux, d'espèces à stratégie SR s.l. traduit bien la nature des deux principales contraintes écologiques qui s'exercent sur ces sites : un climat méditerranéen drastique et diverses perturbations (oiseaux marins, embruns pollués).

Les espèces végétales nouvellement implantées s'avèrent, pour une part importante, correspondre à des taxons cosmopolites (de 22,58 % à 55,56 %). Par ordre décroissant d'importance, figurent ensuite les taxons eury-méditerranéens (11,91 % à 34,38 %), les sténoméditerranéens (11,54 % à 32,26 %), les méditerranéens *sensu lato* (0 à 16,13 %), les xénophytes (0 à 26,19 %) et enfin, les endémiques (0 à 6,25 %). Il est intéressant d'observer

que les espèces xénophytes représentent une part importante des taxons nouvellement implantés seulement sur les grandes îles, traduisant ainsi une influence humaine plus forte par des habitations permanentes (Pomègues et Ratonneau) ou des occupations humaines temporaires (Riou).

L'implantation récente et massive de nouveaux taxons végétaux sur les îles de Marseille semble clairement liée aux profondes modifications survenues durant ces dernières décennies sous l'effet de l'explosion démographique des colonies de goélands leucophées. Ainsi, sur ces îles proches du continent, les processus d'immigration ne s'avèrent pas tant liés aux capacités disséminatrices des espèces, facteur généralement invoqué en priorité (e.g. Morrison, 1997), qu'à leur aptitude à s'établir et à prospérer sur les habitats perturbés nouvellement créés sous l'action des oiseaux marins. Ainsi, cette perturbation intense et récente conduit à la favorisation nette de certains attributs biologiques traduisant une adaptation à la survie en milieu perturbé (en particulier taxons thérophytes à affinités rudérales) qui se traduisent en outre par une certaine " dénatura-tion " des communautés, où les espèces à large aire de répartition et les taxons xénophytes s'étendent.

Des traits d'histoire de vie pour faire parler la flore

• Stratégies CSR de Grime

Souvent associées à des stratégies démographiques, les catégories du modèle CSR de Grime reposent sur la répartition des végétaux selon trois pôles majeurs correspondant à trois types de contraintes environnementales : la compétition interspécifique, la perturbation et le stress. Les espèces rudérales (R) se développent au sein d'habitats soumis à de fréquentes et intenses perturbations, et présentent un taux de croissance et un cycle de vie rapides, associés à une importante production de diaspores. Les espèces compétitrices (C) présentent un développement végétatif important, une forte plasticité écologique et, dans certains cas, certaines potentialités allélopathiques. Les espèces stress-tolérantes (S) sont présentes dans des habitats "difficiles" aux ressources très limitées et imprévisibles ; elles présentent généralement une croissance lente, une faible production de diaspores et une résistance élevée à la prédation. À partir de ces 3 pôles principaux, sont établies par combinaisons, les différentes stratégies intermédiaires CSR de Grime.

• Types biogéographiques

Chaque espèce végétale peut être classée parmi 6 types biogéographiques : taxons endémiques et subendémiques (End) ; taxons restreints à tout ou partie de l'aire bioclimatique méditerranéenne stricte ou taxons sténoméditerranéens (SténoM) ; taxons dont l'aire de répartition est centrée sur l'aire méditerranéenne mais débordant plus ou moins vers le nord ou l'est ou taxons euryméditerranéens (EuryM) ; taxons méditerranéens-touraniens, méditerranéens-atlantiques, subatlantiques ou sud-européens (Médit s.l.) ; taxons eurasiatiques, boréaux, subtropicaux, européens ou cosmopolites (Cosm) ; taxons non indigènes, naturalisés, subspontanés ou adventices (Xénoph).

• Modes de dispersion

Le mode principal de dispersion de chaque espèce végétale a été réparti en différentes catégories synthétiques tenant compte à la fois de la nature de l'agent de dispersion et de la distance potentielle de transport : diaspores zoochores à longue distance de dispersion (Zooch) c'est à dire diaspores épizoochores, dyszoochores et endozoochores ; taxons zoochores à faible distance de dispersion, essentiellement myrmécochores (Myrm) ; taxons hydrochores (Hdr) ; taxons anémochores lourds (Alou) ; taxons anémochores légers (Aleg) et taxons sans moyen spécial de dispersion à longue distance, barochores et autochores mécaniques (Nosp).

Vers un emballement du système ?

L'expansion généralisée des espèces rudérales sur les sites les plus dégradés semble intensifier encore le processus de perturbation (voir schéma). En effet, les espèces rudérales, qui présentent une teneur en eau élevée et de faibles concentrations en sel, constituent une des rares ressources alimentaires disponibles en été pour les rats (Cheylan, 1988) et les lapins introduits sur ces archipels. L'abondance de ces végétaux, dans certains secteurs, semble augmenter la survie estivale de ces mammifères phytophages, dont les densités localement très élevées mettent en péril la flore

locale (Vidal *et al.*, 1998b). Cependant, du fait de leur durée, de leur intensité et de la multiplicité de leurs effets, les perturbations causées par les colonies de goélands représentent sans conteste la principale cause de dégradation de la végétation des archipels marseillais.

Ainsi, il semble logique d'envisager prioritairement des opérations de gestion visant à diminuer la pression exercée par les oiseaux marins. Pour le moment, le manque de moyens humains et matériels suffisants et, surtout, la persistance des principales zones d'alimentation (décharges à ciel ouvert) ne permettent pas d'envisager une limitation massive des effectifs comme moyen efficace de gestion. Les gestionnaires des sites pratiquent pour

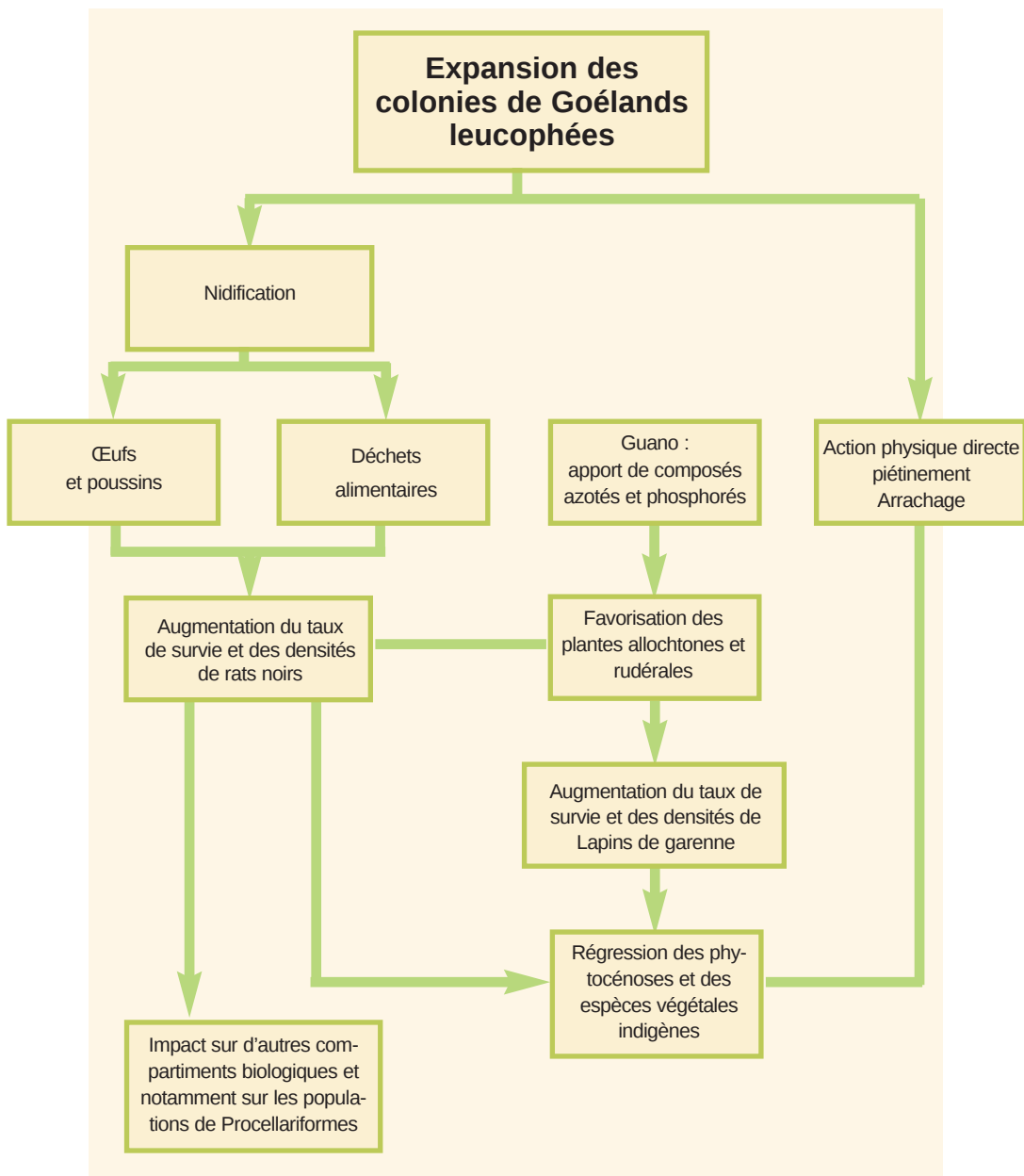


Schéma des perturbations indirectes, induites par l'expansion démographique des colonies de goélands.

l'instant des actions légères et limitées dans le temps et dans l'espace. En ce qui concerne les espèces végétales à haute valeur patrimoniale, des opérations de préservation des stations "reliques", ainsi que le renforcement des populations sont en cours. Elles concernent en particulier *Coronilla valentina* subsp. *valentina*, *Astragalus tragacantha* et *Stachys brachyclada*. Des opérations de lutte (arra-

chage ou fauchage) contre les espèces rudérales envahissantes (*Carpobrotus*, *Heliotropium*, *Carduus*, *Echallium*) ont été ou vont être mises en place (Vidal *et al.*, 1997). L'objectif de ces mesures d'urgence est de maintenir les capacités de résilience de l'écosystème, dans l'attente de la fermeture prochaine (à l'horizon 2002-2005) des décharges à ciel ouvert de la région. ■

Références

ABBOTT I. 1977 - Species richness, turnover and equilibrium in insular floras near Perth, western Australia. *Australian Journal of Botany*, 25, p. 193 - 208.

ADSERSEN H. 1991 - Evolution, extinction and conservation : examples from the Galapagos flora. *Evolution Trends in Plants*, 5, p. 9-18.

BLOKPOEL H. & SPAANS A.L. 1991 - Introductory remarks : superabundance in gulls : causes, problems and solutions. Acta 20 Congressus internationalis ornithologici (B.P. BELL *et al.* eds), Christchurch, New Zealand, vol. 4, New Zealand Ornithological Congress Trust Board, Wellington, p. 2359-2361.

BLONDEL J. 1995 - Biogéographie. Approche écologique et évolutive, Masson, Paris.

BOSCH M., ORO D. & RUIZ X. 1994 - Dependence on food from human activities in the Yellow-legged gull *Larus cachinnans* at two western colonies. *Avocetta*, 18, p. 135-139.

BOSCH M. & SOL D. 1998 - Habitat selection and breeding success in Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 140, p. 415-421.

CHESEL D. 1995 - ADE-4. Ordination sous contraintes. Université de Lyon 1, Institut d'analyse des systèmes biologiques et socio-économiques.

CHEYLAN G. 1988 - Les adaptations écologiques de *Rattus rattus* à la survie dans les îlots méditerranéens (Provence et Corse). *Bulletin d'écologie*, 19, p. 417-426.

CLERGEAU P. 1997 - La gestion des oiseaux à risques. In Oiseaux à risques en ville et en campagne (CLERGEAU P. coord.), INRA Éditions, Paris, p. 7-24.



V. Bonnet

Goéland leucopnée (*Larus cachinnans*) adulte posé.

MÉDAIL F. & VIDAL E. 1998 - Organisation de la richesse et de la composition floristique d'îles de la Méditerranée occidentale (S.-E. France). *Canadian Journal of Botany*, 76, p. 321-331.

MORRISON L.W. 1997 - The insular biogeography of small Bahamian cays. *Journal of Ecology*, 85, p. 441-454.

MORTON J.K. & HOGG E.H. 1989 - Biogeography of island floras in the Great Lakes. II. Plant dispersal. *Canadian Journal of Botany*, 67, p. 1803-1820.

THIBAUT 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, p. 31-40.

VIDAL E., MÉDAIL F. & TATONI T. 1998a - Is the Yellow-legged Gull a superabundant bird species in the Mediterranean ? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity and Conservation*, 7, p. 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 S.E. France). *Biological Conservation*, 84, p. 235-243.

VIDAL E., ROCHE P., BONNET V. & TATONI T. 2001 - Nest-density distribution patterns in a Yellow-legged Gull archipelago colony. *Acta Oecologica*, 22, p. 245-251.

VIDAL P., BAYLE P., VIDAL E., MÉDAIL F. & ZOTIER R. 1997 - Gestion de la faune et de la flore des îles marseillaises. *Forêt méditerranéenne*, 18, p. 44-51.

YÉSOU P. & BEAUBRUN P.C. 1995 - Le goéland leucophée *Larus cachinnans*. In *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989* (D. YEATMAN-BERTHELOT & G. JARRY eds), S.O.F., Paris, p. 328-329.

Éric VIDAL, Frédéric MÉDAIL, Thierry TATONI et Véronique BONNET sont écologues au sein de l'IMEP-CNRS (Marseille). **Alain MANTE** est chargé de la gestion de l'archipel de Riou pour le CEEP (Conservatoire-Études des écosystèmes de Provence).



F. Médail

Sénéçon à feuille de marguerite (*Senecio leucanthemifolius*) :
rare espèce protégée qui semble favorisée par la prolifération des
goélands.