

Analyses des données de radiopistage

I - objectifs et méthodes..... ..1

II - échanges d'outils biométriques
sur le réseau Internet.....39



<http://www.uni-sb.de/philkak/fb6/fr66/tpw/telem/software/wildtrak.htm>

<http://www-biology.ucsd.edu/research/vehrenbury/programs.html>

L. Blanc

I - Analyse des données de radiopistage : objectifs et méthodes.....3

Introduction	4
1 Estimation de la localisation de l'animal.....	5
1-1 Les méthodes de détection directe	6
1-2 Les méthodes utilisant la triangulation	7
2 Etude des mouvements	10
2-1 Méthodes de détection des localisations erronées	10
2-2 Etude de différents mouvements liés à l'aspect spatio-temporel.....	11
2-3 Analyse des mouvements et corrélation avec des variables environnementales.....	13
2-4 Méthodes de mesure de la fidélité à un site.....	14
2-5 Méthodes d'analyses d'association et d'interaction d'animaux	15
3 Estimation du domaine vital	16
3-1 Définition du domaine vital	16
3-2 Problèmes posés lors de l'estimation du domaine vital	18
3-3 Méthodes d'estimation du domaine vital	19
4 Analyse de l'habitat	23
4-1 Méthodes d'étude de la disponibilité de l'habitat.....	23
4-2 Méthodes d'étude d'utilisation de l'habitat	24
4-3 Méthodes de détection des habitats préférentiels.....	25
Conclusions et perspectives	27
Bibliographie	29

II - Analyse des données de radiopistage : échanges d'outils biométriques sur le réseau Internet40

Introduction	41
1 — Support expérimental	43
1.1 — contexte biologique.....	43
1.2 — Matériel et protocole	44
2 — Développement d'un utilitaire pour une première analyse des données recueillies par radiopistage.....	46
2.1 — Préparation des données.....	46
2.2 — Représentation des localisations.....	49
2.3 — Calcul des distances et des vitesses.....	53
3 — Utilisation de logiciels extérieurs	57
3.1 — Analyse du domaine vital ou de l'aire d'activités journalières.....	57
3.2 — Utilisation du logiciel WILDTRAK.....	59
3.3 — Utilisation du logiciel ANTELOPE	67
3.4 — Discussion.....	70
Conclusion et perspectives	72
Bibliographie	75

I - Analyse des données de radiopistage : objectifs et méthodes

Résumé

Le radiopistage est devenu une technique fréquemment utilisée en écologie pour approcher l'occupation de l'espace par un individu. Cette technique permet l'acquisition de nombreuses données. Cependant, les analyses de ces données sont rarement réalisées de façon approfondie ou rigoureuse et les résultats se limitent souvent à des descriptions.

Le présent rapport est centré sur l'aspect statistique de l'analyse des données de radiopistage. Bien que de telles analyses aient été développées surtout en milieu terrestre, beaucoup d'exemples cités sont issus des applications en milieu aquatique où se posent des problèmes particuliers.

Sont traités les principaux objectifs visés au cours des études hydrobiologiques : détermination de la localisation d'un animal, étude des mouvements à différentes échelles spatio-temporelles, estimation de la taille du domaine vital et analyse de l'habitat à l'intérieur de ce domaine vital. Les méthodes d'étude ainsi que les problèmes statistiques associés à ces méthodes, sont exposés et commentés.

Il ressort de ce travail bibliographique que les méthodes d'analyse de données de radiopistage, et par la suite des logiciels, sont encore à développer afin de résoudre au mieux les problèmes spécifiques au milieu aquatique.

Mots clés : radiopistage, mouvement, domaine vital, analyse de l'habitat, poisson, méthode, estimation, échantillonnage.

Keywords : radiotracking, movement, home range, habitat analysis, fish, method, estimation, sampling.

Introduction

Les problèmes d'occupation de l'espace par des individus ont intéressé de tous temps les scientifiques. Ainsi, dans beaucoup d'études écologiques sur la faune, il est souvent utile de localiser un animal et de le suivre. Au sujet de "l'espace en dynamique des populations", Lebreton (1996) rappelle l'occultation de la dimension spatiale et il conclut que l'enjeu actuel est de réussir cette spatialisation. La technique de radiopistage peut aider à atteindre cet objectif en fournissant des données de localisation, de mouvement ou de comportement à partir desquelles les tailles de domaines vitaux ou des modèles d'utilisation de l'habitat peuvent être estimés. En milieu terrestre, Jouventin et Weimerskirch (1990) ont montré grâce au radio tracking par satellite les distances surprenantes parcourues par les Albatros lors de migrations. En milieu aquatique, les poissons ne sont généralement pas visibles dans leur

environnement naturel. La connaissance de leur biologie et mouvements s'appuyait alors sur des observations discontinues et isolées. Avec le radio pistage, les observations continues de mouvement et de comportement individuel sont devenues possibles (Priede, 1980). Ces comportements peuvent être caractérisés indépendamment des conditions environnementales, limitantes avec les autres méthodes. Baras et Cherry (1990) estiment que cette technique fournit des résultats complets et précis de l'écologie des poissons. Pour Tyus (1988), il s'agit du procédé le moins biaisé pour obtenir des données sur l'utilisation de l'habitat.

Dans son principe général, le radio pistage consiste à associer à un organisme un émetteur muni d'une batterie qui émet, sur une fréquence déterminée, un signal pulsé sous la forme d'ondes électromagnétiques qui se propagent dans le milieu (cf figure 1).

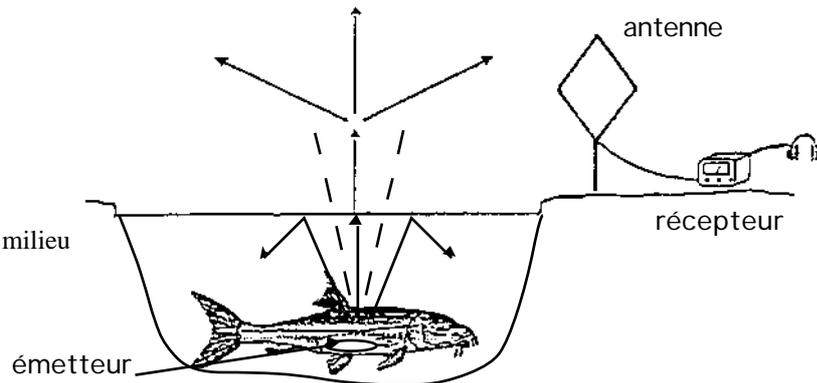


figure 1 : principe du radiopistage en milieu aquatique (d'après Baras, 1992)

Dans l'eau, l'application des techniques de radio pistage aux poissons pose certains problèmes d'utilisation qui n'existent pas pour les animaux terrestres qui sont peu ou pas limités dans leur utilisation de l'espace par la configuration topographique. Par ailleurs, le signal transmis par l'émetteur s'atténue plus rapidement dans l'eau que dans l'air et ce, d'autant plus qu'on est en profondeur, que la conductivité électrique de l'eau augmente et que la fréquence d'émission est élevée (Winter, 1983). Aussi, les bandes fréquence utilisées en milieu aquatique seront inférieures (30-50MHz) à celles utilisées en milieu terrestre. De plus, à cause des lois de la réfraction, seules les ondes dont les vecteurs forment un angle inférieur à 6° avec la perpendiculaire à l'interface air-eau peuvent traverser cet interface et se propager dans l'air

Des analyses bibliographiques ont montré que la plupart des études écologiques utilisant le radio pistage, en milieu terrestre et encore plus en hydrobiologie, sont essentiellement descriptives sans test d'hypothèse explicite (Harris *et al.*, 1990). Or, cette technique permet l'acquisition d'une foule de données qui sont très rarement exploitées de façon approfondie ou rigoureuse.

Ce rapport insistera donc sur l'aspect plus statistique de l'analyse des données recueillies par radio pistage dans les études écologiques. Bien que faisant souvent référence à des études en milieu terrestre, nous citerons surtout des exemples issus des applications aux espèces de l'ichtyofaune aquatique. Toutes les potentialités offertes par ce système ne seront pas énoncées, préférant nous limiter aux objectifs les plus évidents et les plus courants. Ainsi, le radio pistage sert d'abord à localiser l'individu puis à suivre ses mouvements à différentes échelles spatio-temporelles. Ces mouvements sont le plus souvent réduits à un domaine vital dont on estime la taille. Enfin, à l'intérieur ou pas de ce domaine, il existe différents types d'habitats, disponibles ou pas et utilisés avec un certain degré de préférence. Cette analyse de l'habitat est un objectif courant en hydrobiologie qui peut être atteint par la biotélémetrie.

1 Estimation de la localisation de l'animal

Le signal émis par l'émetteur, dont l'animal est équipé, est capté par une antenne qui reçoit l'onde électromagnétique dont les impulsions, filtrées et amplifiées par le récepteur sont rendues perceptibles pour l'opérateur sous la forme de "bips" sonores ou de déviations de l'aiguille d'un galvanomètre. L'antenne utilisée est généralement caractérisée par un diagramme de réception qui permet de déterminer, avec une certaine précision, la direction de la source d'émission du signal capté par la station réceptrice (Baras, 1992). On localise ainsi l'animal par différentes méthodes et avec un certain degré de précision.

1-1 Les méthodes de détection directe

- Technique du "Homing-in"

Cette technique consiste à suivre l'augmentation du signal émis jusqu'à ce que l'on place le récepteur juste au dessus de la source émettrice et que l'animal soit réellement observé. La position de l'individu est ensuite répertoriée sur une carte.

Cette méthode est très efficace pour des gros animaux en milieux ouverts ou des animaux lents ou relativement sédentaires.

L'erreur possible est introduite par la qualité de la carte et la précision avec laquelle on localise l'animal sur la carte (White et Garrott, 1990). Par ailleurs, il s'agit d'un protocole qui prend beaucoup de temps et qui donc limite le nombre d'individus suivis.

- Par avion

L'avion est équipé d'une ou plusieurs antennes réceptrices et survole l'aire étudiée d'une façon systématique jusqu'à ce qu'il repère des signaux radio. Une fois que ceux-ci ont été détectés, l'intensité relative du signal est utilisée pour diriger l'avion vers l'animal jusqu'à ce qu'on puisse enregistrer sa localisation précise (White et Garrott, 1990 ; Winter, 1983).

L'utilisation de l'avion en radiopistage est efficace pour localiser un grand nombre d'animaux et pratique pour des terrains difficilement accessibles. C'est souvent la méthode choisie pour localiser des animaux durant des périodes de grands mouvements qui se produisent sur des périodes relativement courtes (migration, dispersion). Tito de Moraes (1995) a utilisé un ULM-hydravion pour détecter des poissons marqués sur un fleuve Guyanais. L'ULM volant à 300 m d'altitude détectait un émetteur à 1500 m de distance au sol. Après localisation distante, un repérage très précis de ± 10 m était possible après deux ou trois passages successifs à basse altitude.

De nombreux facteurs peuvent affecter la précision de la localisation : altitude, vitesse de l'avion, procédures de localisation, l'habitude de l'investigateur... Il est donc souhaitable de tester la précision des localisations (cf 1-2).

-Par bateau

Cette méthode est très souvent employée en hydrobiologie. Le principe de localisation est le même que par l'avion. Une fois la fréquence de l'animal repérée, on joue sur l'intensité du signal pour se rapprocher de lui et positionner le bateau exactement au dessus de lui. Selon Winter (1983), c'est une méthode très efficace

pouvant fournir des localisations très précises. Pour déterminer les coordonnées des localisations, le système LORAN_C est souvent utilisé en hydrobiologie (cf annexe 1).

Pour l'étude de microhabitats de poissons dans des rivières rapides, profondes ou turbides, Niemela *et al.* (1993) ont testé par une méthode de localisation directe par bateau la sensibilité du matériel. Ils ont divisé différents tronçons de rivière en cellules discrètes et ils ont utilisé des émetteurs très lourds placés dans différentes cellules. La précision de la localisation définie par un cercle à 95 % de limite de confiance s'est révélée très bonne et en tout cas meilleure que celle obtenue par la triangulation (cf 1-2) qui donne des résultats médiocres pour de tels milieux aquatiques (rapides, hétérogènes, profonds ou turbides).

L'inconvénient principal est que la présence du bateau peut perturber l'animal en affectant la direction de sa trajectoire ou son comportement. Ces perturbations peuvent être diminuées en restant volontairement à une certaine distance de l'individu mais on perd en précision.

1-2 Les méthodes utilisant la triangulation

1-2-1 Principe

La triangulation permet d'estimer la localisation du point d'où est émis le signal en utilisant deux directions ou plus qui sont obtenues par autant d'antennes réceptrices dont la position est connue. Les directions sont données par des angles déterminés par un compas ou une boussole associés au récepteur (White et Garrott, 1990).

Les positions mesurées permettent de situer l'animal sur base de coordonnées angulaires.

-**A deux directions** : c'est la méthode la plus couramment utilisée (Deat *et al.*, 1980 ; Winter, 1983 ; Baras, 1992). Les coordonnées du point d'intersection des directions (localisation estimée) sont calculées en fonction des angles donnant les directions, des coordonnées des antennes réceptrices, des distances des antennes au point.

Cependant, ces directions ne sont que des estimations auxquelles sont associées des erreurs et donc des écart-types à partir desquels on peut calculer un intervalle de confiance (fixé souvent à 95 %). Associée à ces intervalles, une aire de confiance pour la localisation de l'animal est décrite par un polygone d'erreur (cf figure 2).

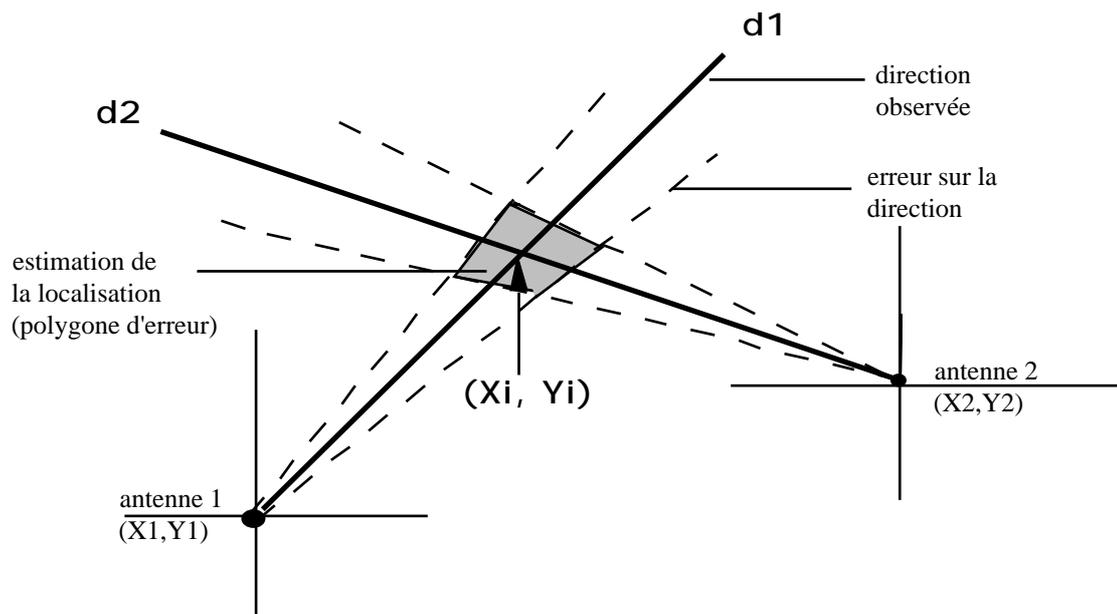


figure 2 : polygone d'erreur associé à la localisation (X_i, Y_i) déterminé à partir des directions d_1 et d_2 des deux antennes (trait plein). Les lignes en pointillé sont les directions correspondant aux intervalles de confiance de chaque antenne.

L'aire de ce polygone est une mesure de la précision de l'estimation du point (cf 1-2-2).

- **A trois directions** : l'utilisation de trois stations réceptrices ou plus permet de détecter des localisations erronées. Le problème d'estimation de la localisation du point source est alors plus complexe. Les estimateurs utilisés sont les estimateurs de Lenth (1981) : estimateurs au maximum de vraisemblance, d'Andrews et d'Huber. Les estimations au maximum de vraisemblance des coordonnées sont les valeurs qui maximisent la probabilité des directions enregistrées.

Les erreurs d'estimation des directions sont appréciées par les distributions de Von Mises (Batschelet, 1981). En effet, le paramètre de concentration intervenant dans la fonction de densité de probabilité de la distribution de Von Mises est utilisé par les trois estimateurs de Lenth pour estimer la localisation de l'émetteur.

Une ellipse de confiance à 95 % est calculée pour chacune des localisations estimées à partir de la matrice de variance-covariance (Q-matrix, Lenth, 1981) des estimations des coordonnées x et y , en supposant la normalité bivariée et en utilisant la valeur de λ . L'ellipse de confiance à 95 % est supposée contenir la localisation réelle (Garrott *et al.*, 1986).

Sur des terrains accidentés, il est fréquent que des signaux se réfléchissent. Ces signaux sont difficiles à identifier lors de l'estimation de la localisation de l'émetteur et biaisent les résultats. Les estimateurs de Lenth fournissent dans ce cas une technique d'estimation relativement robuste aux points aberrants dus à la réflexion des signaux. Garrott *et al.* (1986) ont testé la performance de ces trois estimateurs lors d'une étude où la fréquence des signaux réfléchis était importante. L'efficacité de chaque estimateur était mesurée soit par la fréquence de recouvrement de la localisation réelle par les ellipses de confiance à 95 % calculées par chacun des estimateurs, soit par la mesure de la distance entre la localisation estimée et la localisation réelle. Dans les deux cas, c'est l'estimateur d'Andrews qui estime le mieux les localisations en détectant les signaux erronés et en leur donnant moins de poids dans la détermination de l'estimation.

Dans le cas où il n'y a pas de signal réfléchi, la performance de l'estimateur d'Andrews est à peu près la même que celle fournie par l'estimation au maximum de vraisemblance (White et Garrott, 1990).

Une autre technique que les estimateurs de Lenth peut être employée pour la triangulation, elle nécessite qu'on mesure au moins trois directions puis on estime la localisation à l'intersection des deux meilleures portées (Deat *et al.*, 1980). Elle utilise des critères ad hoc qui sont que les deux directions se coupent avec un angle le plus proche possible de 90° et que l'intersection de ces directions soit le plus proche possible des autres stations réceptrices. Cependant, ces critères trop subjectifs ne fournissent pas toujours la meilleure estimation.

1-2-2 Mesures de l'erreur

- Les causes d'erreur peuvent être nombreuses. Par exemple, en milieu aquatique, les signaux réfléchis dus à la présence de blocs de pierre ou de végétation (Fish et Savitz, 1983 ; Young, 1994) sont très fréquents. Selon Gerald (1983) qui a mené des tests rigoureux de triangulation en rivière, la triangulation n'est pas assez précise pour la détermination d'utilisation de microhabitat. Il attribue cette imprécision à la limitation de performance inhérente à l'équipement lorsqu'il y a des bruits parasites, que le poisson se déplace ou quand les signaux se réfléchissent, ce qui est fréquent dans des milieux hétérogènes.

- Pour mesurer l'exactitude des directions, le seuil d'acceptation de l'erreur commise dépendra des objectifs de l'étude menée. On exigera une précision beaucoup plus importante pour une étude portant sur l'utilisation d'habitat à l'échelle journalière que pour une étude visant à déterminer les mouvements migratoires s'étalant sur plusieurs mois. Il est donc important de tester la qualité des estimations avant de commencer la récolte des données. Cela permettra notamment de déterminer le seuil au delà duquel on n'acceptera plus l'estimation (Saltz et Alkon, 1985).

L'exactitude d'une direction a deux composantes : le biais et la précision qui sont mesurés par l'intermédiaire des erreurs. L'erreur est la différence entre la direction réelle () et la direction estimée par la station réceptrice (a). Plusieurs mesures d'erreur () doivent être faites :

$$ij = i - a_{ij} \text{ avec } i, \text{ la localisation et } j, \text{ le nombre de répétitions par localisation.}$$

On calcule l'erreur moyenne :

$$\bar{ij} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^r ij}{nr} \text{ avec } n, \text{ le nombre de localisations et } r, \text{ le nombre de répétitions.}$$

Une erreur moyenne significativement différente de zéro est un biais. La précision est une mesure de la variabilité des directions estimées et peut être estimée par l'écart-type:

$$ET = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^r (ij - \bar{ij})^2}{(nr - 1)}}$$

Ces formules supposent que les erreurs soient échantillonnées de façon identique pour chaque localisation.

Pour quantifier le biais et la précision d'une portée, on place des émetteurs à différentes localisations connues dans l'aire d'étude et on fait une série de mesures pour obtenir plusieurs estimations de directions pour chaque émetteur. L'investigateur doit rechercher une procédure de test qui simule le plus possible une réelle collecte de données et qui ne soit ni trop objective ni trop subjective (Garrott *et al.*, 1986). Une fois la direction réelle déterminée, on bouge les émetteurs et on fait une série d'essais pour obtenir différentes mesures. Il faut assurer l'indépendance entre les prises de mesures, c'est à dire que la mesure de la direction déterminée au temps (t-1) ne doit pas influencer la prise de mesure de la direction au temps t.

Si la précision obtenue par cette séance d'essais n'est pas satisfaisante, on peut essayer de l'améliorer en augmentant le nombre de stations réceptrices, en diminuant la taille de l'aire d'étude, en augmentant le nombre de mesures par localisation estimée ou en prenant du matériel plus adapté.

Après cette phase d'essai et la récolte des données proprement dite, on cherche à mesurer l'erreur faite sur les localisations estimées. On peut mesurer la taille du polygone d'erreur ou utiliser les estimateurs de Lenth (1981).

La taille du polygone d'erreur est fonction de trois variables (Springer, 1979) :

- la variance autour de la direction (qui est une mesure de la précision),
- la distance entre les sites récepteurs et la source émettrice,
- l'angle d'intersection des différentes directions pour une même localisation.

Il faut donc tendre à optimiser un compromis entre les différents paramètres. D'après Saltz et Alkon (1985), la meilleure mesure d'erreur à partir du polygone d'erreur, qui est la plus sensible et la plus fiable, est la longueur de la plus large diagonale.

Dans le cas où il y a plus de deux directions par localisation, on utilise les estimateurs de Lenth (1981) qui sont robustes aux localisations erronées (cf 1-2-1 ci-dessus). Saltz et White (1990) définissent une bonne erreur de mesure comme une erreur hautement corrélée avec une valeur plus grande que l'écart-type 95 % du temps. Ils recommandent comme mesure de l'erreur l'axe majeur de l'ellipse de confiance à 95 % déterminée par l'estimateur au maximum de vraisemblance de Lenth.

Dans tous les cas, pour minimiser l'erreur, il faut tendre à réduire le plus possible l'intervalle de temps entre les pointages pour minimiser l'influence sur l'estimation de l'éventuel déplacement de l'animal entre ces pointages (Schmutz et White, 1990 ; Baras, 1992 ; Saltz, 1994).

1-2-3 Cas de stations réceptrices mobiles

Les stations fixes fournissent une estimation très précise mais elles ne sont pas adaptées à de grandes aires d'études et de plus, les animaux doivent se trouver en assez grande densité sur une aire relativement réduite, ce qui est loin d'être le plus fréquent.

Il est donc souvent nécessaire d'utiliser des stations réceptrices mobiles (antennes portables à la main ou montées sur des véhicules) et plus particulièrement pour des études éthologiques (Baras, 1992).

Les directions sont identifiées, à l'aide d'une boussole (ou compas de relèvement) associée à l'antenne, par la mesure d'un azimut relatif à partir d'un point fixe. Ces mesures relatives doivent être replacées dans un contexte spatial bien défini (préférentiellement le cours d'eau), d'où la nécessité d'un balisage. La position du récepteur mobile est localisée relativement aux balises. Le nombre de balises et de répétitions de pointages nécessaires dépend de la qualité de l'estimation voulue (White et Garrott, 1990) et les pointages lors d'une localisation doivent être pris le plus simultanément possible.

2 Etude des mouvements

Les études de mouvement ont constitué les premiers objectifs de radiopistage. Les données de localisation sont recueillies soit par suivi continu, où l'on note chaque mouvement de l'animal, soit par intervalle d'échantillonnage. A partir de ces données on peut obtenir les distances, les temps et les vitesses de déplacement entre des localisations successives ou calculer un indice de mouvement durant une période de temps (Kenward, 1992). De telles études incluent l'étude de mouvements à différentes échelles spatio-temporelles mais aussi des études comportementales pouvant porter sur l'occupation de l'espace ou sur l'association et l'interaction des espèces.

2-1 Méthodes de détection des localisations erronées

Différentes méthodes peuvent être utilisées (White et Garrott, 1990) :

- les localisations doivent être vérifiées pour voir si elles sont bien ordonnées dans le temps, c'est à dire que les dates et les heures doivent augmenter chronologiquement pour les relevés relatifs à chaque individu suivi ;
- les distances entre les localisations consécutives peuvent être vérifiées par rapport à une valeur fournie par l'utilisateur pour voir si la distance a une valeur raisonnable. Etant donné les connaissances sur la biologie de l'animal pisté, on est capable de donner une valeur limite raisonnable;

La distance entre une localisation i (x_i, y_i) et la suivante (x_{i+1}, y_{i+1}) est :

$$d_i = \sqrt{(x_{i+1} - x_i)^2 + (y_{i+1} - y_i)^2}$$

Comme la distance entre deux points est une fonction du temps écoulé entre deux localisations, une vérification supplémentaire peut être faite pour s'assurer que la vitesse ($d_i / (t_{i+1} - t_i)$) est raisonnable. L'utilisateur doit fournir la valeur utilisée pour vérifier la donnée. Les deux valeurs pour la vitesse et la distance devraient être sélectionnées pour identifier la plupart des localisations extrêmes qui sont incorrectes ;

- on peut déterminer quelles localisations sont en dehors d'un rectangle déterminé par l'utilisateur. Cette vérification est faite pour tester que toutes les localisations sont à l'intérieur d'une aire raisonnable. Dans le programme BIOCHECK fourni par White et Garrott (1990), qui exécute ces trois tests, le dernier est limité à un rectangle mais on peut envisager d'utiliser une autre forme d'aire considérée comme raisonnable;
- des critères plus subjectifs, adaptés aux objectifs de l'étude peuvent être utilisés. Ainsi, Young (1994) considère comme valeurs de déplacement erronées des déplacements dont les valeurs moyennes dépassent de plus de quatre fois l'écart-type.

2-2 Etude de différents mouvements liés à l'aspect spatio-temporel

Plusieurs échelles spatio-temporelles peuvent être utilisées pour l'étude de mouvements.

2-2-1 Mouvements à large échelle spatio-temporelle

Il s'agit d'une macro-occupation de l'espace. Les migrations et les dispersions sont des mouvements à large échelle spatiale.

La **migration** est un phénomène d'aller-retour des individus entre deux ou plusieurs aires d'habitats ou des domaines saisonniers.

La **dispersion** est un mouvement à sens unique à partir du site natal ou d'une aire qui a été occupée pendant une certaine période de temps vers un autre espace vital.

Une des difficultés intervenant dans l'analyse de ces mouvements est la grande variété de modèles pouvant exister selon les individus. Ainsi, sur une même période, des individus peuvent rester sédentaires, d'autres se déplacent légèrement avant de s'installer dans une nouvelle aire, d'autres peuvent se déplacer sur de grandes distances et dans des sens opposés (Hocutt, 1989a ; White et Garrott, 1990). Par exemple, Pitman et Parks (1994) ont observé, dans des rivières du Texas, sur des poissons de la famille des Polyontidae (entre 300 et 500 mm) trois sortes de mouvements : 1) sédentaires (distances parcourues < 5 km), 2) de montaison sur des distances supérieures à 5 km, 3) d'avalaison et en passant le déversoir ou les vannes du barrage situés en aval.

2-2-2 Mouvements à échelle spatio temporelle plus fine

On étudie la mobilité de l'animal à une échelle plus fine, soit que celui-ci est peu mobile, soit qu'on veut préciser la répartition des activités sur une échelle de temps limitée (nocturne, diurne, quelques heures de la journée correspondant à un cycle d'activités...). Cette dernière approche permet d'aborder la micro occupation de l'espace (Baras, 1992).

Les mouvements suivis sur 24 heures peuvent produire des résultats sur les activités et comportements journaliers de poissons marqués. Des études d'Hocutt (1989a) sur des poissons-chat de la famille des Clariidae ont fourni des informations contrastant avec la conception populaire que ces espèces avaient des habitudes nocturnes ; Hocutt a montré par le radiopistage que les mouvements de ce poisson n'étaient pas du tout réduits au crépuscule ou à la nuit.

2-2-3 Problèmes d'échantillonnage

On peut réaliser un **pistage continu ou discontinu**. Le radiopistage continu implique que les localisations successives soient séparées par de très courts intervalles de temps. On obtient une série de points qui fournissent une approximation de la trajectoire de l'animal. Cette technique est utile pour montrer l'intensité avec laquelle un animal utilise l'espace, pour l'étude de mouvement à petite échelle spatiale ou

temporelle, pour les études d'interaction entre individus, des effets des paramètres environnementaux sur les modèles des mouvements ou des comportements.

Le radiopistage discontinu implique que la localisation de l'animal soit faite de façon discrète ou à des intervalles de temps aléatoires s'étalant sur la période d'étude. La collecte de données discontinues permet les études de migration ou d'un grand nombre d'animaux à la fois, elle est valable pour les études d'interaction sociale entre groupes d'individus. Il est cependant important de structurer le programme de récolte de données pour s'assurer que les données sont représentatives du comportement de l'animal (Harris *et al.*, 1990).

Le **pas d'échantillonnage** (temps qui sépare deux localisations successives) a un effet direct sur la précision dans les résultats d'analyse. Le seuil d'acceptation dépendra des objectifs de l'étude et de la précision désirée.

Pour une étude de mouvement à une échelle de l'ordre de la journée, l'intervalle d'échantillonnage doit être plus réduit que pour une étude s'étalant sur plusieurs semaines. Par exemple, une localisation par intervalle de 10 minutes suffira au cours de périodes pendant lesquelles l'animal occupe une zone de surface où il ne développe aucune activité particulière (Baras, 1992). Par contre, cet intervalle sera insuffisant pour bien appréhender des activités intenses où un rythme d'une localisation par intervalle d'une ou deux minutes doit être adopté pour mieux rendre compte de l'utilisation réelle de l'espace par l'animal. Pour compenser une telle hétérogénéité dans la récolte de données, Baras (1992) a pondéré les localisations par l'intervalle de temps qui les sépare. Mesing et Wicker (1986) ont localisé des *Micropterus salmoides* dans un lac de Floride toutes les 2 heures sur 24 h durant les mois d'avril, de juin, de décembre et de janvier pendant deux ans afin d'estimer les mouvements journaliers. Cette démarche peut paraître moins rigoureuse que celle suivie par Baras (1992) mais les auteurs l'ont considérée suffisante pour étudier les migrations lors des saisons de reproduction.

Dans tous les cas, l'intervalle d'échantillonnage doit être adapté à l'activité de l'animal (Winter, 1983).

Selon le type de mouvement étudié et les objectifs qu'on s'est fixé, la **taille de l'échantillon** à prendre ne sera pas la même. L'approche générale est de calculer le nombre d'observations nécessaires pour obtenir une puissance de test désirée (White et Garrott, 1990). En hydrobiologie, comme le souligne Winter (1983), il est difficile de suivre beaucoup d'individus à la fois. Il est préférable, selon lui, de réduire le nombre d'individus afin de mieux les suivre, en augmentant le nombre de mesures de localisations pour chacun d'eux.

2-3 Analyse des mouvements et corrélation avec des variables environnementales

2-3-1 Méthodes d'analyse des mouvements : tests statistiques

Des modèles de mouvement sont souvent comparés selon les saisons, les mois ou entre individus. Pour cela, les **tests non paramétriques** sont fréquemment utilisés quand les conditions d'échantillonnage ne satisfont pas les conditions exigées par des tests paramétriques (homoscedasticité, indépendance des données, normalité des distributions) (Guy *et al.*, 1994). Le test de **Kruskal-Wallis** peut être employé pour tester l'hypothèse nulle de non variation des modèles de mouvement avec le temps (selon les jours, les mois ou les saisons...). Guy *et al.* (1994) testent ainsi sur des poissons de lac, l'identité des valeurs des médianes mensuelles et journalières des déplacements réalisés (m/h), des localisations du poisson en profondeur (m), et des distances aux berges (m) calculées sur le mois ou la journée. Young (1994) utilise le

test de Kruskal-Wallis pour tester les différences de déplacements (m) entre des truites de taille différente. Ce test peut être complété par un test de comparaison multiple non paramétrique comme le **test de Tukey** quand les différences sont significatives ou par une **analyse de puissance** pour déterminer la probabilité de ne pas commettre une erreur de deuxième espèce quand les différences ne sont pas significatives (Guy *et al.*, 1994 ; Young, 1994). Il est également intéressant de calculer les intervalles de confiance après une analyse. Quand les conditions d'utilisation sont satisfaites, une **analyse de variance** peut directement être utilisée pour comparer des moyennes de mouvement journalier entre des individus d'âge ou de sexe différents ou en fonction des saisons (Smith *et al.*, 1989) ou bien des vitesses de déplacement entre différentes heures de la journée pour estimer les degrés d'activité journaliers suivi par un **test de comparaison multiple** de Scheffé pour déterminer les différences entre les moyennes (Markham *et al.*, 1991).

2-3-2 Corrélation avec des variables environnementales

Pour Hocutt et Seibold (sous-presse), le radiopistage est un moyen idéal pour tester des hypothèses de relation avec des variables environnementales. Travade *et al.* (1989) estiment que la technique de radiopistage est irremplaçable pour l'obtention de données sur le comportement des poissons migrateurs à l'approche des ouvrages de franchissement.

Certains émetteurs fournissent des données de température et de pression (et donc de profondeur), ce qui permet d'obtenir des valeurs locales de ces paramètres qui ne sont pas répartis de façon homogène dans le milieu. On peut ainsi relier le mouvement de l'animal à la température de l'eau localisée ou étudier la distribution du poisson en profondeur. Ainsi, Haynes et Keleher (1986) ont relié les températures de surface à celles des profondeurs dans lesquelles se situaient des saumons atlantiques en utilisant des régressions linéaires.

Baras (1992) a mis en relation des valeurs de mouvement journalier moyen du barbeau fluviatile (*Barbus barbus*, L.) avec différentes variables explicatives de différents ordres : thermique (température de l'eau), photopériodique (durée d'éclairement), hydrologique, biologique (taille), date du lâcher, nombre de jours avant la période de frai. Les variables explicatives étaient sélectionnées par une régression multiple pas à pas. Young (1994) a relié le mouvement hebdomadaire médian de la truite rousse avec les moyennes hebdomadaires des températures de l'eau en utilisant une corrélation des rangs de Spearman. Des régressions simples peuvent être utilisées pour mettre en relation des variables environnementales comme la lumière, la pression barométrique, la vitesse ou la direction du vent et la vitesse de mouvement (Markham *et al.*, 1991).

Laundré *et al.* (1987) soulèvent le problème de l'estimation de la distance parcourue. Avant de mettre en relation des descripteurs de mouvement avec des variables environnementales ou autres, il faut faire un calcul de corrélation entre les distances réelles et les distances estimées parcourues. Sur des suivis de 24 heures avec une localisation toutes les 15 min, la distance réelle sera la somme des distances en ligne droite entre les localisations successives sur les 24 heures alors que la distance estimée sera la différence entre la première et la dernière localisation à chaque session de 24 heures de suivi.

Enfin, d'après White et Garrott (1990), les corrélations ne sont pas très convaincantes car les variables environnementales sont elles-même souvent corrélées entre elles et on ne peut donc établir de relations directes de cause à effet. Pour cela, il

faudrait étudier chaque variable sur plusieurs années, ce qui est difficile. Il faut donc rester prudent dans l'interprétation de ces analyses de données.

2-4 Méthodes de mesure de la fidélité à un site

La fidélité à un site peut être définie, soit par la tendance d'un animal à rester au même endroit durant une longue période de temps (de l'ordre de la saison), on pourra alors parler de sédentarité, soit par le retour à une aire occupée antérieurement (White et Garrott, 1990). Cette dernière définition est analogue à celle du "Homing" (Hocutt et Seibold, sous-presse) observé classiquement chez certains poissons migrateurs tels le saumon pacifique retournant toujours dans sa rivière natale pour se reproduire. La fidélité d'un animal à une aire particulière peut fournir des informations de base qui peuvent aider les biologistes dans la compréhension de la dynamique des mouvements d'animaux et des systèmes sociaux.

Le radiopistage fournit un bon outil pour l'étude de la fidélité à un site puisque chaque individu peut être identifié et suivi pendant de longues périodes.

On peut utiliser différentes méthodes pour mesurer la fidélité à un site. Suivant sa forme la plus simple, elle peut être mesurée, sur une base de temps annuelle ou saisonnière, comme le pourcentage d'animaux marqués retournant à une aire donnée ou le pourcentage de temps qu'un animal passe en une aire donnée (Hocutt et Seibold, sous-presse). Pour une approche plus quantitative, on peut observer si les moyennes des coordonnées x et y changent selon le temps. La distance entre les localisations moyennes d'un individu selon les années consécutives peut être utilisée comme une mesure de fidélité. Un test de Mann-Whitney sur les valeurs des x et des y à partir des données de distance permet de tester les différences de fidélité entre groupes d'animaux (White et Garrott, 1990).

Un changement de temps passé dans différents endroits de l'aire habitée par l'animal peut être une mesure quantitative de la fidélité à ces endroits. De tels changements peuvent être testés par le test non-paramétrique MRPP de Mielke et Berry (1982) qui analyse si deux ensembles de données de localisations sont identiques en testant si ces données ont des distributions similaires. Ce test compare les moyennes intra-groupe des mesures de distance deux à deux entre les localisations aux distances moyennes entre les localisations quand les groupes sont ignorés. Sa puissance et sa robustesse peuvent cependant être discutables. Quand l'aire occupée par l'animal peut être divisée en "sous-aires" correspondant à des temps d'occupation différents, on peut faire un test du χ^2 d'indépendance entre différentes périodes. Le résultat dépendra des sous-aires choisies.

2-5 Méthodes d'analyses d'association et d'interaction d'animaux

D'après White et Garrott (1990), les techniques de radio pistage manquent d'outils quantitatifs pour déterminer objectivement si les comportements ou les mouvements d'un animal sont corrélés avec ceux d'un autre animal. Cependant, on peut tout de même mesurer à l'aide des données recueillies par radiopistage des interactions possibles entre des animaux équipés d'émetteur. On distingue essentiellement les interactions statiques des interactions dynamiques. Ces notions font référence aux domaines vitaux des animaux (cf chapitre 3).

2-5-1 Interactions statiques

Si A_1 et A_2 représentent les aires des domaines vitaux des animaux 1 et 2 et A l'aire de recouvrement, intersection de A_1 et A_2 , alors l'interaction statique est (Mac Donald *et al.*, 1980) : $S_{12} = A / A_1$ et $S_{21} = A / A_2$ où S_{12} est l'interaction statique de l'animal 2 sur l'animal 1. Si A_1 et A_2 sont égales, alors on a $S_{12} = S_{21}$.

Cependant, l'interprétation de ces interactions statiques reste limitée du fait qu'on utilise pour les calculer les domaines vitaux de chacun des animaux. En effet, il existe différentes méthodes pour calculer les domaines vitaux de chacun des animaux (cf chapitre 3) qui ne sont pas toujours précisément représentatives de la réalité. Par conséquent, l'aire de recouvrement A utilisée pour calculer l'interaction ne sera pas très précise. De plus, les interactions statiques peuvent cacher le fait que, bien que les domaines vitaux se recouvrent, deux animaux ne sont pas forcément au même endroit en même temps (Kenward, 1992), c'est pourquoi les mesures d'interactions dynamiques, bien que plus complexes, sont préférables.

2-5-2 Interactions dynamiques

L'interaction dynamique permet de connaître la façon dont les mouvements respectifs d'animaux sont reliés, si les individus s'attirent ou non. Les études par radiopistage en hydrobiologie font souvent référence à des associations intra ou interspécifiques ou à des comportements sociaux. Mais il s'agit essentiellement de descriptions avec des observations de recouvrement de domaines vitaux, d'agrégation d'un certain nombre d'individus dans un même habitat ou au contraire d'éloignement. Comme le souligne Baras (1992), la plupart des études abordant d'un point de vue quantitatif ou qualitatif l'aspect associatif ou interactif chez les poissons concernent des espèces pouvant être observées en plongée ou des individus de petite taille pouvant être étudiés dans des aquariums ou des fluvariums pour recueillir une quantité d'informations suffisante. Les analyses quantitatives sur ce sujet en utilisant des données de radiopistage semblent donc peu développées en milieu aquatique. Les quelques méthodes d'études d'interaction dynamique présentées ici sont issues de travaux réalisés en milieu terrestre.

Cole (1949) a développé un coefficient d'association (CA) utilisable quand les individus marqués peuvent être directement observés : $CA = 2AB / (A+B)$ avec A et B , le nombre de fois où les animaux 1 et 2 ont été respectivement observés durant la même période de temps spécifique, AB , le nombre de fois où les animaux 1 et 2 ont été observés ensemble durant la période de temps.

Dunn (1979) a présenté un test d'interaction dynamique qui examine si deux animaux se déplacent indépendamment les uns des autres. Il est basé sur l'hypothèse que les mouvements des animaux suivent une distribution binormale, ce qui n'est pas toujours représentatif de la réalité et il nécessite de plus des contraintes d'échantillonnage difficiles à satisfaire (suivi simultané des individus avec un intervalle constant d'échantillonnage). Cependant, Worton (1996), en reprenant et ajustant le modèle de Dunn, souligne qu'il fournit toujours des informations utiles pour des études de mouvements complexes.

Kenward (1992) a étudié l'interaction entre des oiseaux d'une même portée. Il compare la distance moyenne observée entre deux oiseaux à la distance moyenne obtenue en considérant toutes les paires possibles de localisations des jeunes aigles de la portée. Un test des signes permettait de tester si la moyenne observée entre deux oiseaux était significativement plus petite que la moyenne générale, ce qui indiquait une tendance à l'agrégation et dans le cas contraire une tendance à l'éloignement. Ce test a l'avantage de ne faire aucune hypothèse sur la forme de la distribution des mouvements.

En calculant la distance entre toutes les paires possibles d'animaux instrumentés et en utilisant une analyse de regroupement, on peut identifier les animaux qui sont constamment proches les uns des autres (Morgan *et al.*, 1974 dans White et Garrott, 1990) et déterminer les associations positives ou négatives entre deux animaux. La contrainte principale est que les localisations de tous les animaux concernés doivent être prises en même temps, ce qui n'est pas souvent réalisable dans les faits.

Enfin, l'étude d'interaction entre individus peut se référer aux domaines vitaux estimés. Lorsque deux animaux partagent une aire commune à chacun de leur domaine vital, Minta (1992) a développé un test d'interaction spatio-temporelle entre les deux individus en réduisant ces interactions à des fréquences binomiales.

3 Estimation du domaine vital

3-1 Définition du domaine vital

3-1-1 Définition générale

Le domaine vital est généralement défini comme l'aire occupée par un animal y développant ses activités normales, quelles qu'elles soient (Burt, 1943). Beaucoup de vertébrés réduisent souvent leurs actions et mouvements à des localités particulières formant des **centres d'activités** à l'intérieur du domaine vital.

Le domaine vital d'un animal peut évoluer suite à des changements de saison, de nourriture présente, de la disponibilité de l'habitat, de la taille ou de l'âge de l'individu (Savitz *et al.*, 1983a,b). Pour définir le domaine vital, la période de temps sur laquelle s'étend la récolte des données est donc très importante (Harris *et al.*, 1990) puisque les résultats obtenus seront différents entre des études faites sur du long ou du court terme. D'après Andreassen *et al.* (1993), pour une description générale du domaine vital, il faut disposer du temps nécessaire pour prendre en compte tous les types d'activités normales (nourriture, repos, reproduction, trajet à effectuer d'un endroit à un autre...) qui se développent souvent dans des habitats caractéristiques. Le domaine vital devra regrouper l'ensemble de ces habitats.

3-1-2 Définition statistique des descripteurs du domaine vital

La définition ci-dessus pose le problème de la "normalité" des activités qui est difficile à définir. La seule base objective pour sélectionner des mouvements "normaux" est l'utilisation d'un niveau de probabilité. Par exemple, on fixe le plus souvent que le domaine vital inclue 95 % des localisations de l'animal. Le concept de domaine vital a été ainsi formalisé selon un modèle probabiliste qui suppose qu'un individu utilise un domaine pendant une période donnée. Cette utilisation peut être décrite par une fonction de densité de probabilité bivariée $f(x,y)$ appelée **distribution d'utilisation**, qui donne la probabilité de trouver un animal en une localisation particulière sur un plan (Calhoun et Casby, 1958). Le domaine vital estimé est calculé en traçant des contours d'égales valeurs autour de la distribution d'utilisation (cf fig.3 annexe 2). Il est décrit par le contour tel que le volume sous la distribution et à l'intérieur du contour représente un certain pourcentage (par exemple 95 %) du volume total sous la distribution (Van Winckle, 1975 ; Anderson, 1982). Il est également possible de définir une aire d'activités journalières composée de plusieurs centres disjoints.

Andreassen *et al.* (1993) définissent plus précisément la **taille du domaine vital** par l'aire $S(z)$ où S représente le pourcentage de temps passé dans cette aire par l'animal (probabilité de le trouver dans cette aire) et où z représente l'intensité minimum d'utilisation donnée par la fonction f :

$$S(z) = \{(x,y); f(x,y) > z\} \text{ où } f(x,y) \text{ est la distribution d'utilisation.}$$

Les **aires centrales** ou les “noyaux” des domaines vitaux peuvent être définis de la même façon en prenant un petit pourcentage (par exemple 60 %) et une valeur de z assez élevée. A l'intérieur d'un même domaine vital, il peut y avoir plusieurs aires centrales (Spencer et Barrett, 1984).

Le **centre d'activité** se situe à l'intérieur d'une des aires centrales, il est défini par le maximum des valeurs de f .

La **forme du domaine vital** peut être déduite à partir des contours d'égales valeurs de la fonction f choisis pour définir le domaine vital. On peut construire des indices descripteurs de la forme du domaine vital en comparant par exemple l'aire observée à l'aire d'un cercle dont le périmètre serait le même que celui du domaine vital observé (Andreassen *et al.*, 1993).

3-2 Problèmes posés lors de l'estimation du domaine vital

3-2-1 Méthodes de détection des localisations extrêmes

Les localisations extrêmes augmentent de façon plus ou moins importante selon les méthodes utilisées pour estimer la taille du domaine vital. Il en résulte l'inclusion de zones non fréquentées par l'animal dans l'aire vitale. En effet, comme le souligne Baras (1992), on peut s'interroger sur la signification de ces localisations pouvant correspondre à des phénomènes tout à fait temporaires. Il convient donc de ne pas les prendre en compte au même titre que les autres.

Des méthodes subjectives sont très souvent utilisées. Ainsi, Baras et Cherry (1990) excluent les localisations leur semblant être des incohérences évidentes. Colle *et al.* (1989) excluent les localisations qui entraînent une augmentation de plus de 75 % de l'aire du domaine vital.

Randles *et al.* (1978) (dans Samuel et Garton (1985)) proposent une procédure générale plus objective permettant d'identifier et de réduire l'influence des localisations extrêmes. Elle est basée sur le fait qu'on donne moins de poids aux valeurs extrêmes.

3-2-2 Taille de l'échantillon

La taille du domaine vital augmente généralement avec le nombre d'observations ce qui rend statistiquement difficile la comparaison des tailles de domaines vitaux entre différents individus (Winter et Ross, 1982). Il faut définir un nombre-seuil de localisations nécessaires au delà duquel la taille du domaine vital pourra être considérée comme stable. Odum et Kuenzler (1955) recommandent que la taille du domaine vital soit déterminée au point où chaque localisation supplémentaire ne produit qu'une augmentation supplémentaire de 1 % au maximum. Cependant, comme le soulignent Winter et Ross (1982), en hydrobiologie, ce seuil de 1 % est rarement atteint et ils recommandent plutôt un seuil de 5 %. Certains hydrobiologistes utiliseront plutôt

comme repère la longueur maximale du domaine vital du fait que les poissons se déplacent de façon longitudinale le long de la rivière. Le domaine vital sera considéré comme stable quand cette longueur n'augmentera pas de plus de 5 % pour 5 observations successives (Mesing et Wicker, 1986).

Pour connaître le nombre de points nécessaires, Harris *et al.* (1990) proposent de faire une séance d'essais au cours de laquelle il est recueilli un maximum de localisations représentatives des activités de l'animal. Cette séance d'essais doit donc être suffisamment longue pour récolter assez d'observations. Avec ces données, on peut tracer un graphe représentant l'aire du domaine vital en fonction du nombre de localisations. Lorsque la courbe atteint une asymptote horizontale, c'est qu'on a atteint la stabilité du domaine vital à laquelle on peut faire correspondre un nombre minimum de points à échantillonner et donc une durée d'échantillonnage minimum.

3-2-3 Problème de l'indépendance des données

La plupart des méthodes utilisées ont comme hypothèse de base l'indépendance des observations, c'est à dire que la position de l'animal au temps $t+1$ n'est pas fonction de sa position au temps t (Swihart et Slade, 1986). En fait, cette hypothèse est loin d'être toujours vérifiée. En effet, si les observations successives sont assez proches dans le temps, les données sont probablement autocorrélées positivement et la taille du domaine vital obtenue peut être sérieusement sous-estimée (Swihart et Slade, 1985a, 1985b). Pour pallier ce problème, certains préfèrent prendre un intervalle de temps entre les localisations successives assez large pour être sûrs que l'hypothèse d'indépendance soit vérifiée (Harris *et al.*, 1990).

Schoener (1981) (dans Swihart et Slade, 1985a) a développé une méthode permettant de tester l'indépendance des localisations. C'est l'intervalle de temps entre deux données consécutives qui détermine leur degré d'indépendance. Swihart et Slade (1985a) ont montré par simulation qu'une série temporelle (x_t, y_t) peut être considérée comme composée d'observations indépendantes quand le rapport de Schoener correspondant t^2/r^2 est significativement plus grand que 2.

$$t^2 = \frac{1}{m} \frac{1}{\sum_{t=1}^m (x_{t+1} - x_t)^2} + \frac{1}{m} \frac{1}{\sum_{t=1}^m (y_{t+1} - y_t)^2}$$

$$r^2 = \frac{1}{n} \frac{1}{\sum_{t=1}^{n-1} (x_t - \bar{x})^2} + \frac{1}{n} \frac{1}{\sum_{t=1}^{n-1} (y_t - \bar{y})^2}$$

où n est le nombre d'observations, m le nombre de paires successives d'observations ($m = n-1$), t l'ordre des observations, \bar{x} et \bar{y} les moyennes arithmétiques de x_t et y_t .

“Le temps d'indépendance” entre deux points est défini comme le plus petit intervalle de temps correspondant à un rapport t^2/r^2 non significatif qui est suivi plus loin par deux intervalles successifs non significatifs.

Il est important que cette hypothèse d'indépendance soit vérifiée dans le cas où le but de l'étude est de calculer la taille du domaine vital. En pratique, il apparaît difficile d'obtenir une totale indépendance des données tout en gardant une taille d'échantillon permettant d'atteindre l'asymptote de stabilité de la taille du domaine vital. Il est donc

conseillé de faire une période d'essai durant laquelle suffisamment de données seraient récoltées pour tester l'autocorrélation et pour fixer alors une méthode d'échantillonnage qui minimiserait les effets de celle-ci (Harris *et al.*, 1990).

3-3 Méthodes d'estimation du domaine vital

Comme le soulignent Mykytka et Pelton (1989), il existe beaucoup de méthodes pour mesurer les aires des domaines vitaux qui peuvent d'ailleurs aboutir à des valeurs significativement différentes pour des données identiques (Jenrich et Turner, 1969). Comme nous l'avons vu, la taille de l'échantillon, les points extrêmes ou aberrants, l'autocorrélation des localisations ont de l'influence sur ces méthodes.

3-3-1 Méthode du polygone convexe (Mohr, 1947)

C'est la méthode la plus ancienne, la plus simple et la plus fréquemment utilisée pour délimiter le domaine vital. Elle consiste à relier les localisations les plus externes de manière à construire le plus petit polygone convexe englobant toutes les autres localisations. L'aire de ce polygone minimum :

$$A = \frac{x_1(y_{n-1} - y_2) + \sum_{p=2}^{n-1} (x_p(y_{p-1} - y_{p+1}) + x_n(y_{n-1} - y_1))}{2}$$

donne une estimation du domaine vital associé.

Lorsque le polygone recouvre une partie d'un milieu non disponible (zone émergée lors d'un suivi de poissons), la limite de cette zone peut être considérée comme limite effective du polygone qui peut alors prendre une forme concave (Hocutt et Seibold, sous-presse). Cette méthode qui revient à utiliser les rives comme frontière du domaine vital est couramment utilisée en hydrobiologie (Winter, 1977 ; Winter et Ross, 1982 ; Mesing et Wicker, 1986).

Le principal inconvénient de la méthode du polygone convexe relève du fait que l'estimation du domaine vital augmente avec le nombre de données (cf 3-2-2). De plus, les localisations extrêmes ont une influence prépondérante (cf 3-2-1). De ce fait, dans l'estimation, sont incluses des portions que l'animal n'utilise pas (cf figure 4).

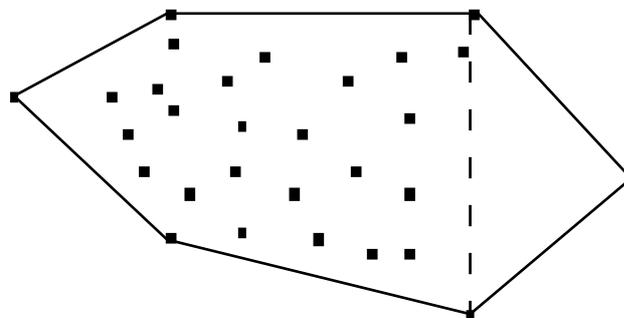


figure 4 : Influence d'un point très éloigné des autres qui entraîne la prise en compte d'une surface relativement importante non utilisée (d'après White et Garrott, 1990).

La méthode des polygones de probabilité (Kenward, 1987 dans Andreassen *et al.*, 1993) évite d'inclure des aires non utilisées en ne retenant qu'un certain pourcentage des données. Pour construire un polygone α %, $(100 - \alpha)$ % des données sont éliminées en comparant au moyen de leur aire tous les polygones possibles à partir des α % et seules les données engendrant le polygone d'aire minimale sont gardées. Cette méthode a l'avantage de permettre d'identifier les aires centrales.

Enfin, la méthode du polygone convexe n'apporte pas de précision sur l'intensité de l'utilisation de l'espace.

3-3-2 Méthodes paramétriques : les modèles normaux bivariés ou circulaires

Ces modèles supposent que la fonction f d'utilisation de distribution (cf 3-1-2) est une distribution paramétrique bivariée, normale circulaire ou elliptique (Calhoun et Casby, 1958 ; Jenrich et Turner, 1969), ou binormale (Don et Renolls, 1983). Le domaine vital est modélisé sous forme d'une ellipse dont les axes ont une longueur proportionnelle à un pourcentage de la variance de la distribution des coordonnées x et y (respectivement σ_x^2 , σ_y^2) de l'ensemble des localisations Z_1, Z_2, \dots, Z_n . Les moyennes des distributions des coordonnées x et y constituent le centre de l'ellipse dont l'inclinaison est définie par le paramètre de covariance (cov_{12}). Le modèle circulaire normal se base sur l'hypothèse supplémentaire que les variances sont égales et que la covariance est nulle (Calhoun et Casby, 1958).

Contrairement à la méthode d'estimation du polygone convexe, ces méthodes prennent en compte l'intensité de l'utilisation et minimisent l'importance des localisations extrêmes (Baras, 1992, cf fig. 5 annexe 3). Les aires centrales et le centre d'activité peuvent être trouvées par des combinaisons appropriées de z et de θ (Andreassen *et al.*, 1993, cf 3-1-2). De plus, ces modèles sont relativement peu influencés par la taille de l'échantillon, ce qui permet des comparaisons statistiques de domaines vitaux individuels (Winter et Ross, 1982).

Cependant, l'hypothèse de déplacement au hasard à partir d'un point central est loin de refléter la réalité (Westrelin, 1992). Mais l'inconvénient principal de ces modèles est qu'ils sont contraints par l'hypothèse faite au départ sur la distribution d'utilisation sous-liée (circulaire, elliptique, normale ou binormale). Il n'y a en effet aucune raison biologique de supposer une distribution binormale puisque la distribution spatiale des ressources susceptibles de gouverner les mouvements d'un animal ne suit pas elle-même une distribution normale (Baras, 1992). Ainsi, comme le montrent Mykytka et Pelton (1989) lors d'une étude sur le domaine vital de l'ours, la condition de binormalité n'est pas vérifiée 6 fois sur 8.

3-3-3 Méthodes des grilles

Ces méthodes impliquent l'utilisation de grilles à mailles carrées (Siniff et Tester, 1965 ; Winter, 1977 ; Mac Donald *et al.*, 1980). Il s'agit d'une méthode dans laquelle la zone d'étude est divisée en carrés dont la surface ne peut être inférieure à la précision du mode de localisation, et donc à la taille du polygone d'erreur de la localisation. L'utilisation de l'espace est alors modélisée en sommant le nombre de localisations par carré, permettant la construction d'une matrice de données. La fonction de distribution d'utilisation est la fonction de densité générée par cette matrice de données (Jenrich et Turner, 1969). La méthode des grilles définit le domaine vital de l'animal en sommant

la surface des carrés occupés par l'animal au cours de la période étudiée (cf figure 3 annexe 2).

Le premier problème posé par l'utilisation de cette méthode se situe au niveau des trajets effectués par l'individu étudié. Les localisations des individus sur les trajets d'un point à un autre sont souvent considérées comme une partie de l'espace exploité effectivement et les carrés contenant ces localisations sont donc pris en compte dans le calcul de la surface du domaine vital (Winter, 1977 ; Baras, 1992). De même, les carrés situés le long d'un trajet probable peuvent être inclus dans le calcul du domaine vital (Voigt et Tinline, 1980). De plus, cette méthode est très influencée par la taille de la maille choisie et par le nombre de carrés vides supposés faire partie du domaine. Or, chacun de ces paramètres est souvent choisi de façon arbitraire par les chercheurs, ce qui rend délicates les comparaisons entre des domaines vitaux de taille très différente (Winter et Ross, 1982). Une solution partielle a été apportée par Voigt et Tinline (1980), qui proposent que la taille de la maille soit une proportion fixe de la taille du domaine vital total. Cette standardisation de l'expression du domaine vital se révèle cependant imprécise quand les domaines vitaux sont très étendus. Enfin, l'inclusion de la surface totale d'un carré dans le domaine vital alors que la ou les localisations sont situées dans le coin le plus interne (par rapport au domaine vital) peut également introduire un biais.

D'après Winter et Ross (1982), la méthode des grilles reste très valable dans la mesure où le nombre de points de chaque carré indique l'intensité d'utilisation de l'habitat. Même si elle n'est pas très souhaitable pour calculer la taille du domaine vital, elle permet d'interpréter son anatomie interne (Wray *et al.*, 1992) ou de représenter des interactions conspécifiques (Harris *et al.*, 1990).

3-3-4 Méthodes non paramétriques

Ces méthodes ne faisant aucune hypothèse sur la forme de la distribution d'utilisation, les différents facteurs qui influencent le domaine vital de l'animal peuvent être étudiés et interprétés plus facilement qu'avec les modèles paramétriques (Worton, 1987).

La **moyenne harmonique**, première de ces méthodes, a été introduite par Dixon et Chapman (1980). Cette méthode détermine le ou les centres d'activité du domaine vital. La limite d'une aire d'utilisation du domaine vital à une certaine fréquence se fait en rejoignant tous les noeuds de la grille qui ont la moyenne harmonique correspondante. La moyenne harmonique d'un noeud de la grille (x_{g1}, y_{g2}) est:

$$M_{g1,g2} = \frac{1}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{\sqrt{(x_i - x_{g1})^2 + (y_i - y_{g2})^2}}} \quad (x_i, y_i) \text{ étant les coordonnées des } n$$

localisations.

Les noeuds localisés au centre d'activité ont les plus petites moyennes harmoniques. Les isolètes sont tracées et la plus externe donne une estimation du domaine vital.

Cette méthode donne une très bonne estimation du centre d'activité mais elle est très sensible au point d'origine de la grille choisi ainsi qu'à la taille des cellules (Harris *et al.*, 1990). Elle est aussi influencée par la présence de points regroupés en périphérie du domaine qui peut entraîner l'inclusion dans le domaine vital d'aires non utilisées par l'animal (Spencer et Barrett, 1984).

La **méthode de Fourier** (Anderson, 1982) et la **méthode des noyaux** (Worton, 1987, 1989) produisent des distributions bivariées lissées. La méthode de Fourier utilise une série de composantes sinus et cosinus pour lisser toutes les observations. La méthode des noyaux suppose que la fonction de densité est symétrique à chaque point et additionne ces fonctions à chaque noeud de la grille. Le centre d'activité se situe au point de la grille où la somme sur toutes les fonctions de densité est maximale.

L'analyse des noyaux donne également une très bonne estimation du centre d'activité et ne nécessite pas forcément de grille de référence évitant ainsi les biais qui lui sont attribuables (Wray *et al.*, 1992 ; Andreassen *et al.*, 1993).

3-3-5 Discussion

Cette présentation des différentes méthodes n'est pas exhaustive, en particulier pour les méthodes non paramétriques qui se développent de plus en plus. En effet, celles-ci faisant moins d'hypothèses sur la fonction de distribution d'utilisation sont largement conseillées (Andreassen *et al.*, 1993). Worton (1995), après simulation par la méthode de Monte Carlo appliquée aux différentes méthodes vues ici, recommande l'utilisation de la méthode des noyaux à condition de porter une attention particulière au choix du niveau de lissage. Cependant, ces méthodes non paramétriques sont très rarement employées dans la réalité et particulièrement en télémétrie aquatique où seules les trois premières méthodes décrites ici sont utilisées (Winter et Ross, 1982). Baras (1992) a ainsi choisi la méthode du polygone convexe la considérant comme la plus objective pour étudier l'occupation de l'espace chez le barbeau. Pour approcher l'utilisation de l'espace, une fonction se rapprochant de la fonction f de distribution d'utilisation a été définie. Il s'agit d'une fonction de densité d'occupation (min/m^2) correspondant au quotient de la durée de l'activité par la surface (polygone convexe) occupée pendant ces activités.

Quelque soit la méthode, les estimations et les comparaisons portant sur des données réelles sont toujours difficiles puisque la plupart du temps, la taille réelle du domaine vital n'est pas connue (Worton, 1995). De plus, la surface estimée varie considérablement d'une méthode à l'autre. Ainsi, aucune des méthodes ne s'avère parfaite, soit en raison des conditions trop strictes d'utilisation, soit en raison de l'intervention de critères subjectifs comme la taille des mailles (Baras, 1992). C'est pourquoi, tout au moins en hydrobiologie, la méthode paraissant la plus applicable et qui est la plus utilisée reste celle du polygone convexe. D'ailleurs, même les auteurs travaillant sur les modèles non paramétriques actuellement la conseillent toujours comme une analyse devant être faite de façon systématique même si elle doit être complétée par une analyse plus fiable en ce qui concerne l'utilisation de l'espace par l'animal (Harris *et al.*, 1990 ; Andreassen *et al.* 1993, cf fig. 6 annexe 4).

4 Analyse de l'habitat

L'analyse de l'habitat revient à étudier des habitats particuliers à l'intérieur du domaine vital qui sont liés le plus souvent aux fonctions biologiques (nourriture, repos, reproduction, transfert...). Ces habitats se distingueront essentiellement par la végétation, par le substrat ou la profondeur en milieu aquatique.

4-I Méthodes d'étude de la disponibilité de l'habitat

Ces méthodes consistent à déterminer l'aire de chaque type d'habitat qui est disponible pour l'animal dans le milieu considéré. On peut mesurer la taille de chaque habitat sur une carte. Une méthode standard est d'utiliser un planimètre (Young, 1994).

Si la carte a été digitalisée, des Systèmes d'Informations Géographiques incluent des programmes estimant l'aire de chaque type d'habitat à partir de la carte. Deux méthodes sont essentiellement utilisées (Winter et Ross, 1982; White et Garrott, 1990) :

- dans l'approche par le quadrillage en cellules, le site est quadrillé en cellules et on attribue à chaque cellule le type d'habitat correspondant à l'habitat dominant dans celle-ci. La somme des aires de toutes les cellules correspondant à un habitat donné fournit la proportion de cet habitat dans le site donné. La précision de la mesure dépend de la finesse du quadrillage ;

- dans l'approche par les polygones, un ensemble de coordonnées est utilisé pour représenter la ligne frontière entre deux habitats. En joignant ces coordonnées, on délimite des polygones correspondant à chaque type d'habitat et en calculant leur aire, on obtient leur proportion. Cette méthode est plus précise que la précédente et elle a l'avantage de supprimer toutes les aires inhabitées.

Une autre méthode consiste à placer des points au hasard sur une carte et le type d'habitat est déterminé pour chacun de ces points (Marcum et Loftsgaarden, 1980). La proportion de points dans un habitat donné fournit la proportion de cet habitat au site considéré. Puisqu'un nombre fini de points est utilisé, une erreur est associée aux estimations des aires de chaque habitat (White et Garrott, 1990).

4-2 Méthodes d'étude d'utilisation de l'habitat

L'utilisation d'un habitat est un concept descriptif. Il peut être défini par le rapport : (nombre de localisations dans habitat de type i)/(nombre de localisations dans tous les habitats disponibles), (Winter et Ross, 1982 ; Kenward, 1992).

4-2-1 Détermination du type d'habitat utilisé

L'utilisation de l'habitat est souvent mesurée en hydrobiologie en utilisant une carte sur laquelle on reporte en même temps que les localisations des animaux les caractéristiques du milieu (température, profondeur, végétation, substrat). Il apparaît ainsi sur la carte les types d'habitat (Colle *et al.*, 1989 ; Pitman et Parks, 1994). On peut connaître également la proportion de temps passé dans chaque type d'habitat. On obtient ainsi des cartes de répartition de l'habitat.

Les coordonnées des points de localisation peuvent aussi être reportés sur une carte détaillée de l'habitat (qui peut avoir été établie lors de l'étude de la disponibilité) et on déduit les types d'habitats utilisés à partir de cette carte (Savitz *et al.*, 1983a)

Ce sont les cartes établies à partir des polygones qui sont les plus souhaitables car la distance la plus proche à la frontière entre deux habitats pouvant être connue, il est possible d'estimer la probabilité de mal classer un point. En effet, à chaque localisation correspond un polygone d'erreur (cf chap. 1), si ce polygone inclue une frontière d'habitat, la probabilité que le point soit classé dans le mauvais type d'habitat

augmente. D'ailleurs, comme le soulignent White et Garrot (1986), ces problèmes d'estimation de localisation peuvent diminuer la puissance des tests permettant de détecter des habitats préférentiels entraînant des erreurs dans les résultats. Avec l'approche par le quadrillage en cellules, l'inconvénient est qu'une localisation peut souvent être mal placée car à chaque cellule correspond parfois plusieurs types d'habitat (White et Garrott, 1990).

On peut aussi déterminer les types d'habitats utilisés une fois que les domaines vitaux ont été estimés. On détermine les pourcentages de chaque type d'habitat disponible qui se trouvent à l'intérieur du domaine vital (Mesing et Wicker, 1986). L'inconvénient est que l'erreur faite sur l'estimation du domaine vital va se retrouver dans l'analyse de l'habitat et de plus, il faut prendre en compte la distribution de l'animal à l'intérieur de son domaine vital.

4-2-2 Problèmes associés à l'étude de l'utilisation de l'habitat

Comme l'utilisation de l'habitat est déterminée à partir des localisations radio, l'erreur sur la localisation peut biaiser les résultats des études faites sur l'habitat. Il faut donc tendre à minimiser cette erreur (cf chap.1) et dans tous les cas la prendre en compte lors de l'interprétation des résultats ou lors des tests statistiques faits sur les données (cf chap. 4-3).

Si l'utilisation de l'habitat n'est estimée qu'à partir des proportions de localisations radio dans les différents types d'habitats, on risque d'obtenir des résultats erronés. Il faut prendre en compte l'heure de la journée et les activités développées par l'animal à ces heures là. En effet, comme les modèles d'utilisation de l'habitat diffèrent selon les activités, un regroupement d'un grand nombre de localisations à certaines heures de la journée entraîne un biais. Il faut donc étaler le temps d'échantillonnage sur un cycle total d'activité (Palomares et Delibes, 1992).

4-3 Méthodes de détection des habitats préférentiels

Après avoir déterminé la disponibilité d'un habitat et estimé son utilisation, la préférence d'un animal pour tel type d'habitat peut être considérée. Un animal préférera un type d'habitat s'il l'a sélectionné par rapport à d'autres types d'habitat et donc il y passera plus de temps qu'on pourrait s'y attendre en se basant sur la seule disponibilité de chaque type d'habitat (White et Garrott, 1990).

4-3-1 Indices de sélection

Plusieurs indices sont utilisés et particulièrement en hydrobiologie.

- Winter et Ross (1982) ont calculé un indice de sélection d'habitat en divisant le pourcentage de localisations totales dans un type d'habitat par le pourcentage de chaque type d'habitat dans le milieu étudié. Le degré de préférence est indiqué par le degré de déviation par rapport à la valeur unité.
- L'indice d'Ivlev (Winter et Ross, 1982 ; Kenward, 1992) considère le pourcentage de localisation radio dans un habitat particulier (c'est l'utilisation : U) et le pourcentage de cet habitat dans le milieu (c'est la disponibilité : D). Il se calcule de la façon suivante : $(U-D) / (U+D)$. La magnitude de la valeur et son signe indique l'intensité et le degré de sélection/rejet respectivement. L'avantage de cet indice est qu'il est

symétrique c'est à dire que les résultats ne sont pas biaisés vers la préférence ou la fuite.

- Une modification de l'indice linéaire de Strauss (1979) est souvent employée en télémétrie aquatique (Mesing et Wicker, 1986 ; Colle *et al.*, 1989) : $L = r_i - p_i$, avec r_i , le pourcentage d'utilisation de l'habitat i et p_i , le pourcentage de disponibilité de l'habitat i . Les valeurs de préférence d'habitat se rangent de -1 à +1. Les valeurs positives indiquent les habitats préférés et les valeurs négatives indiquent les habitats qui sont évités. Un test de Student peut être utilisé pour déterminer si les valeurs de L sont significativement différentes de 0 (Mesing et Wicker, 1986).

Ces indices sont simples à employer, cependant les erreurs faites au niveau de l'estimation de l'utilisation peuvent se retrouver et conduire à de fausses conclusions.

4-3-2 Analyse du χ^2

Cette analyse suppose l'indépendance des données. La proportion d'un type d'habitat multipliée par le nombre total de positions enregistrées pour un individu donne une distribution attendue des coordonnées dans les habitats sous l'hypothèse nulle que l'individu utilise les différents types d'habitat dans leurs proportions respectives. La comparaison de la distribution observée à celle attendue requiert un χ^2 à (nombre d'habitats-1) degrés de liberté. Bruno *et al.*, 1990 comparent ainsi les habitats occupés avant et après nidation à ceux occupés pendant la période de nidation par des poissons (*Micropterus salmoides*). Pour étendre les résultats à toute la population, on somme les χ^2 sur tous les individus de la population ainsi que les degrés de liberté. Cela suppose l'indépendance des mouvements des différents individus ce qui est faux. On étendra donc les résultats à la population quand seulement quelques mesures seront disponibles sur chaque individu et qu'il faudra regrouper les données pour mener l'analyse (White et Garrott, 1990).

La puissance de ce test est diminuée par l'imprécision des localisations. Nams (1989) propose, lorsque l'erreur dépasse de 1,5 fois la surface moyenne de l'habitat, une méthode qui calcule la taille de l'échantillon nécessaire afin d'éliminer le biais dû aux erreurs de localisations.

Neu *et al.*, (1974) ont développé une méthode pour savoir quels habitats sont utilisés préférentiellement lorsque l'analyse du χ^2 conduit à rejeter l'hypothèse nulle. Ils ont construit des intervalles de confiance sur les fréquences d'utilisation individuelles des différents types d'habitat. Si la fréquence réelle de l'habitat est incluse dans cet intervalle alors l'hypothèse nulle ne peut être rejetée, si elle est plus petite (plus grande) que la borne inférieure (borne supérieure), il y a utilisation préférentielle (évitement) de cet habitat.

4-3-3 Analyse de Johnson (1980)

Johnson a développé une méthode pour ranger les types d'habitat selon leur usage et leur disponibilité ce qui fournit des résultats statistiquement comparables pour savoir si on peut exclure ou pas un type d'habitat de l'analyse (Winter et Ross, 1982). L'avantage est que la disponibilité de l'habitat n'est pas supposée être bien connue, on peut donc l'utiliser quand c'est le cas. Mesing et Wicker (1986) l'ont employée pour

déterminer des différences entre des rangs d'utilisation et de disponibilité et ils ont utilisé ces différences comme des indices de préférence d'habitat.

Cependant, ce test rejettera plus souvent l'hypothèse nulle qu'attendu lorsque les individus diffèrent dans leur sélection d'habitat. De plus, chaque individu est résumé à un vecteur quel que soit son nombre de localisations, il a donc le même poids dans l'analyse. Pour ces raisons, White et Garrott (1990) préfèrent à ce test celui du χ^2 .

4-3-4 Tests non paramétriques

Le test de Friedman peut être utilisé pour tester des différences dans les pourcentages de disponibilité ou les pourcentages d'utilisation de chaque habitat pour déterminer une sélection. Markham *et al.*, (1991) testent ainsi des différences de pourcentage de poissons *Pomoxis* présents pendant un certain temps à différentes profondeurs qui correspondent à différents types d'habitats. Les animaux constituent "les blocs" et les habitats les différents "traitements" (Sprent, 1992). Quand les différences sont significatives ($P < 0,05$), un **test de comparaison multiple** non paramétrique (sur la somme des rangs de Friedman ou test de Tukey) complète le test de Friedman sur plusieurs espèces (Savitz *et al.*, 1983a).

4-3-5 Autres analyses

L'**analyse de variance** a permis à Pitman et Parks (1994) de comparer les profondeurs et les distances aux rives des poissons de la famille des Polyodontidae pour chaque type d'habitat selon les saisons, après avoir effectué une transformation logarithmique sur les profondeurs et les distances.

L'**analyse compositionnelle** (à partir de Aebischer *et al.*, 1992, 1993a,b).

Le principal problème de tous les tests vus ci-dessus est celui de l'indépendance des données qui constitue une hypothèse de base mais qui n'est pas toujours vérifiée d'où des résultats pouvant être biaisés. Aebischer *et al.*, (1992, 1993a,b) proposent d'utiliser une analyse compositionnelle qui évite cette hypothèse.

La sélection d'habitat s'opère en deux étapes. D'abord, l'animal établit un domaine vital à l'intérieur d'une aire d'étude définie arbitrairement puis il choisit des habitats préférentiels à l'intérieur de son domaine vital. A chaque étape, l'analyse compositionnelle est appliquée.

La taille de l'échantillon considéré est le nombre d'individus suivis et l'unité de donnée est multivariée comprenant autant de valeurs (proportions) qu'il y a de types d'habitat. La somme des proportions sur tous les habitats est égale à 1 pour un individu, c'est à dire que les proportions correspondant aux différents types d'habitat ne sont pas indépendantes. L'analyse compositionnelle teste d'abord les différences d'utilisation d'habitats entre groupes d'individus par une analyse de variance multivariée appliquée aux logratio $\ln(x_i/x_j)$ qui sont linéairement indépendants, x_i et x_j étant les proportions d'utilisation des habitats i et j , ($i=1...D$, $i \neq j$), et D le nombre de types d'habitats différents. Puis, quand les différences sont significatives, elle localise les différences. Pour cela les types d'habitats sont rangés selon leur degré d'utilisation par une intercomparaison de l'utilisation relative de tous les types d'habitat.

Cette analyse discriminante est bien adaptée à l'étude d'utilisation des habitats dans le sens où elle évite différents problèmes posés par les autres tests comme ceux de l'indépendance des données, de la taille de l'échantillon ou des utilisations d'habitats différentes par des groupes d'individus. Cependant, les problèmes d'une bonne estimation du domaine vital et de la disponibilité des habitats restent irrésolus.

Bien que prometteuse, cette analyse est encore peu appliquée aux données de radio pistage et jusqu'ici, elle n'a pas fait l'objet (à notre connaissance) de publication dans le domaine aquatique.

Conclusions et perspectives

Le radiopistage est devenu une technique communément utilisée en écologie aquatique ou terrestre. Cependant, il ressort de cette étude que l'analyse des données recueillies reste encore pour la plupart des auteurs descriptive. Ainsi, les problèmes de précision des localisations, de détection de points aberrants, d'autocorrélation des données ou d'échantillonnage (nombre de points à considérer, échelle de temps...) sont très peu abordés dans la bibliographie. Cela peut provenir en partie d'un manque de documentation sur les problèmes statistiques de la part des écologues. De plus, il est vrai que les conditions requises pour satisfaire certaines hypothèses statistiques sont parfois difficilement réalisables en pratique. Malgré tout, des essais sur le terrain sont toujours réalisables et utiles afin de diminuer, si ce n'est d'éliminer, les biais causés par tous ces problèmes et afin de bâtir un protocole d'échantillonnage adapté aux objectifs.

Cette technique a cependant très peu été employée dans les eaux douces tropicales (Hocutt et Seibold, sous-presse). Elle s'est avérée pourtant tout à fait adaptée pour les études qui ont été faites (Hocutt, 1989a,b ; Tito de Morais, 1995). Aussi, l'ORSTOM a décidé de l'utiliser pour l'étude de l'ichtyofaune de petits barrages africains, le but étant de définir comment les modifications anthropiques (pose des filets de pêche) influent sur l'utilisation de l'habitat.

Lors du rapport technique, nous chercherons donc à analyser au mieux les données recueillies par biotéléométrie sur ces poissons africains pour répondre aux objectifs de l'étude. Pour cela, nous aurons à adapter les méthodes décrites dans ce rapport afin qu'elles s'appliquent au milieu considéré. En ce qui concerne l'utilisation de l'habitat, de telles analyses requièrent des tests statistiques divers tels ceux décrits ici. Mais des analyses plus élaborées et plus fiables comme l'analyse compositionnelle pourront également être employées et ainsi "testées" en hydrobiologie où on se limite la plupart du temps aux tests classiques.

Afin d'effectuer toutes les analyses de données de radio pistage et de représenter graphiquement les résultats, un logiciel est nécessaire. De nombreux logiciels ont ainsi été élaborés mais, pour la plupart, ils ne traitent que certains aspects de ces analyses et souvent, ils ne sont applicables qu'à un domaine précis (White et Garrott, 1990). La version V du logiciel RANGES, réalisé par le Dr K.E. Kenward de l'Institut Terrestre d'Ecologie en Angleterre vient d'être disponible. Dans le module de démonstration, les domaines vitaux sont calculés par les différentes méthodes décrites dans ce rapport, une analyse poussée des mouvements est faite avec les problèmes de dispersion et d'interactions qui sont traités. Le temps d'indépendance est déterminé ainsi que le nombre de points minimum à localiser pour atteindre la stabilité de la taille du domaine vital. Les différents types d'habitats disponibles sont représentés sur des cartes couleurs et les recouvrements des domaines vitaux de différents groupes d'animaux (sexe, âge, espèces) peuvent être analysés sur de telles cartes. A notre connaissance, ce logiciel est

le plus récent, le plus complet même si le problème de précision des localisations ne semble pas être traité et surtout il est celui le plus élaboré du point de vue graphique en ce qui concerne le radio pistage. Cependant, il est centré sur le milieu terrestre. En milieu aquatique, se posent des problèmes non traités dans ce logiciel tels que les effets de bordure du fait qu'il s'agit de milieu fermé. Pour faire des cartes d'habitat, la profondeur et la vitesse de l'eau interviennent forcément. Enfin, RANGES V ne semble pas contenir des méthodes de détection des habitats préférentiels, or, cet aspect de l'étude est très fréquent en hydrobiologie. Des logiciels sont donc encore à développer en élargissant leur domaine d'application au milieu aquatique. En utilisant une part de l'information rapportée dans le présent rapport, ce développement devrait faire partie de mes perspectives de travail

Bibliographie

- AEBISCHER, N.J. & ROBERTSON, P.A.** (1992) Practical aspects of compositional analysis as applied to pheasant habitat utilization. *In : wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals*. **PRIEGE I.G. & SWIFT S.M. (EDS.)** Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 285-293.
- AEBISCHER, N.J., MARCSTRÖM, V., KENWARD, R.E. & KARLBOM, M.** (1993b) Survival and habitat utilisation : A case for compositionnal analysis. *In : Marked individuals in the study of bird population*. **LEBRETON, J.D. & NORTH, P.M. (EDS.)** Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland. 343-353.
- AEBISCHER, N.J., ROBERTSON, P.A. & KENWARD, R.E.** (1993a) Compositionnal analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* : 74,(5),1313-1325.
- ANDERSON, D.J.** (1982) The home range : a new nonparametric estimation technique. *Ecology* : 63,(1), 103-112.
- ANDREASSEN, H.P., IMS, R.A., STENSETH, N.C. & YOCCOZ, N.G.** (1993) Investing space use by means of radio telemetry and other methods : a methodological guide. *In : The biology of lemmings*. **STENSETH N.C. & IMS R.A. (EDS.)** academic press, London. 589-618.
- BARAS, E. & CHERRY, B.** (1990) Seasonal activities of female *Barbus barbus* (L.) in the river Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquatic Living Ressources* : 3, 283-294.
- BARAS, E.** (1992) Contribution à l'étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez un poisson téléostéen dulcicole, le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). Etude par radio pistage, pêche à l'électricité et observation directe. Thèse de doctorat en sciences. Université de Liège. 214.
- BARAS, E.** (1995) Seasonal activities of *Barbus barbus* (L.)-Effect of temperature on time-budgeting. *Journal of Fish Biology* : 46, 13pp (in press).
- BATSCHLET, E.** (1981) Circular statistics in biology. Academic Press, New York. 371.
- BRUNO, N.A., GREGORY, R.W. & SCHRAMM, H.L.JR.** (1990) Nest sites used by radio-tagged Largemouth Bass in Orange lake, Florida. *North American of Fisheries Management* : 10, 80-84.
- BURT, W.H.** (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* : 24, 346-352.
- CALHOUN, J.B. & CASBY, J.U.** (1958) Calculation of home range and density of small mammals. *United States Public Health Monograph* : 55, 1-24.
- COLE, L.C.** (1949) The measurement of interspecific association. *Ecology* : 30, 411-424.
- COLLE, D.G., CAILTEUX, R.L. & SHIREMAN, J.V.** (1989) Distribution of Largemouth Bass in a lake after elimination of all submersed aquatic vegetation. *North American Journal of Fisheries Management* : 9, 213-218.

- COTTAM, D.F., STORM, G.H. & YAHNER, R.H.** (1989) Accuracy and efficiency associated with radio tracking deer. *In : Biotelemetry X, Proceeding on the tenth international symposium on biotelemetry. Fayetteville, Arkansas, USA, july 31-august 5, 1988.* **AMLANER, C.J. (ED.)** The University of Arkansas Press. Fayetteville. London. 189-204.
- DEAT, A., MAUGET, C., MAUGET, R., MAUREL, D. & SEMPERE, A.** (1980) The automatic, continuous and fixed radio tracking system of the Chizé forest : theoretical and practical analysis. *In : A Handbook on biotelemetry and radiotracking.804p.* **AMLANER, C.J. & MAC DONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press.New-York. 439-451.
- DIXON, K.R. & CHAPMAN, J.A.** (1980) Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* : 6,(5), 1040-1044.
- DON, B.A.C. & RENOLLS, K.** (1983) A home range model incorporating biological attraction points. *Journal of Animal Ecology* : 52, 69-81.
- DUNN, J.E.** (1979) A complete test of dynamic territorial interaction. *In : Proc. 2nd International Conference of Wildlife Biotelemetry.* **LONG, F.M. (ED.)** University of Wyoming. Laramie. 159-169.
- FISH, P.A. & SAVITZ, J.** (1983) Variations in home range of Largemouth Bass, Yellow Perch, Bluegills, and Pumpkinseeds in an Illinois lake. *Transactions of the American Fisheries Society* : 112, 147-153.
- GARROTT, R.A., WHITE, G.C., BARTMANN, R.M. & WEYBRIGHT, D.L.** (1986) Reflected signal bias in biotelemetry triangulation systems. *Journal of Wildlife Management* : 50,(4), 747-752.
- GERALDI, L.J. JR.** (1983) Radio telemetry investigations of short term habitat use by smallmouth bass in the Deerfield River, Massachusetts. M.M. Thesis, university of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, USA. 142.
- GUY, C.S., WILLIS, D.W. & JACKSON, J.J.** (1994) Biotelemetry of White Crappies in a South Dakota glacial lake. *Transactions of The American Fisheries Society* : 123, 63-70.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W.J., FORDE, F.G., TREWHELLA, W.J., WOOLLARD, T. & WRAY, S.** (1990) Home range analysis using radio-tracking data. A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal revue* : 20,(2,3), 97-123.
- HAYNE, D.W.** (1949) Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy* : 30,(1), 1-18.
- HAYNES, J.M. & KELEHER, C.J.** (1986) Movements of Pacific Salmon in lake Ontario in spring and summer : evidence for wide dispersal. *Journal of Freshwater Ecology* : 3,(3), 289-297.
- HOCUTT, C.H.** (1989a) Seasonal and diel behaviour of radio-tagged *Claria gariepinus* in lake Ngezi, Zimbabwe (Pisces : Clariidae). *The Zoological Society of London* : 219, 181-199.
- HOCUTT, C.H.** (1989b) Behaviour of radio-tagged *Tilapia Rendalli* Boulenger in lake Ngezi, Zimbabwe. *Journal of Limnological Society of Southern Africa* : 14,(2), 124-126.

- HOCUTT, C.H. & SEIBOLD, S.E.** (sous-presse) Biotelemetry : potential for use in African waters. *sous-presse*.
- JENRICH, R.I. & TURNER, F.B.** (1969) Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* : 22, 227-237.
- JOHNSON, D.H.** (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluations of resource preference. *Ecology* : 61, 65-71.
- JOUVENTIN P. & WEIMERSKIRCH H.** (1990) Satellite tracking of wandering albatrosses. *Nature* : 343, 746-748.
- KENWARD, R.** (1987) *Wildlife Radio Tagging*. Academic Press, San Diego, CA. 222.
- KENWARD, R.E.** (1992) Quantity versus quality : programmed collection and analysis of radio-tracking data. In : *wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals*. **PRIEGE I.G. & SWIFT S.M. (EDS.)** Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 231-246.
- LAUNDRÉ, J.W., REYNOLDS, T.D., KNICK, S.T. & BALL, I.J.** (1987) Accuracy of daily point relocations in assessing real movement of radio-marked animals. *Journal of Wildlife Management* : 51,(4), 937-940.
- LEBRETON, J.D.** (1996) L'espace en dynamique des populations. In : *Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement; Actes des journées du programme : environnement, vie et sociétés (15, 16, 17-01-96)*. CNRS. 1-23.
- LENTH, R.V.** (1981) On finding the source of a signal. *Technometrics* : 23, 149-154.
- MAC DONALD, D.W., BALL, F.G. & HOUGH, N.G.** (1980) The evaluation of home range size and configuration using radio tracking data. In : *A Handbook on biotelemetry and radiotracking*. 804p. **AMLANER, C.J. & MAC DONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press. New-York. 405-424.
- MARCUM, C.L. & LOFTSGAARDEN, D.O.** (1980) A nonmapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* : 44, 963-968.
- MARKHAM, J.L., JOHNSON, D.L. & PETERING, R.W.** (1991) White Crappie summer movements and habitat use in Delaware reservoir, Ohio. *North American Journal of Fisheries management* : 11, 504-512.
- MESING, C.H. & WICKER, A.M.** (1986) Home range, spawning migrations, and homing of radio-tagged Florida Largemouth Bass in two central Florida lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* : 115, 286-295.
- MIELKE, P.W.JR. & BERRY, K.J.** (1982) An extended class of permutation techniques for matched pairs. *Communications in Statistics* : 11, 1197-1207.
- MINTA, S.C.** (1992) Tests of spatial and temporal interaction among animals. *Ecological Applications* : 2,(2), 178-188.
- MOHR, C.O.** (1947) Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* : 37, 223-249.
- MORGAN, B.J.T., SIMPSON, M.J.A., HANBY, J.P. & HALL-CRAGGS, J.** (1974) Visualizing interaction and sequential data in animal behaviour : theory and application of cluster-analysis methods. *Behaviour* : 56, 1-43.

- MYKYTKA, J.M. & PELTON, M.R.** (1989) Evaluation of four standard home range methods based on movements of Florida Black Bear. *In : Biotelemetry X, Proceeding on the tenth international symposium on biotelemetry. Fayetteville, Arkansas, USA, july 31-august 5, 1988.* **AMLANER, C.J. (ED.)** The University of Arkansas Press. Fayetteville. London. 159-166.
- NAMS, V.O.** (1989) Effects of radiotelemetry error on sample size and bias when testing for habitat selection. *Canadian Journal of Zoology* : 67, 1631-1636.
- NEU, C.W., BYERS, C.R. & PEEK, J.M.** (1974) A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* : 38,(3), 541-545.
- NIEMELA, S.L., LAYZER, J.B. & GORE, J.A.** (1993) An improved radiotelemetry method for determining use of microhabitats by fishes. *Rivers* : 4,(1), 30-35.
- ODUM, E.P. & KUENZLER, E.J.** (1955) Measurement of territory and home range in birds. *Auk* : 72,(2), 128-137.
- PALOMARES, F. & DELIBES, M.** (1992) Data analysis design and potential bias in radio-tracking studies of animal habitat use. *Acta Oecologica* : 13,(32), 221-226.
- PATRIC, E.F., HUSBAND, T.P., MCKIEL, G.C. & SULLIVAN, W.M.** (1988) Potential of LORAN-C for wildlife research along coastal landscapes. *Journal of Wildlife Management* : 52, 162-164.
- PITMAN, V.M. & PARKS, J.O.** (1994) Habitat use and movement of young Paddlefish (*Polyodon spathula*). *Journal of Freshwater Ecology* : 9,(3), 181-189.
- PRIEDE, I.G.** (1980) An analysis of objectives in telemetry studies of fish in the natural environment. *In : A Handbook on biotelemetry and radiotracking.804p.* **AMLANER, C.J. & MACDONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press.New-York. 105-117.
- RANDLES, R.H., BROFFITT, J.D., RAMBERG, J.S. & HOGG, R.V.** (1978) Generalized linear and quadratic discriminant functions using robust estimates. *Journal of American Statistical Association* : 73, 564-568.
- SALTZ, D. & ALKON, P.U.** (1985) A simple computer-aided method for estimating radio-location error. *Journal of Wildlife Management* : 49,(3), 664-668.
- SALTZ, D. & WHITE, G.C.** (1990) Comparison of different measures of the error in simulated radio-telemetry locations. *Journal of Wildlife Management* : 54,(1), 169-174.
- SALTZ, D.** (1994) Reporting error measures in radiolocation by triangulation : a review. *Journal of Wildlife Management* : 58,(1), 181-184.
- SAMUEL, M.D. & GARTON, E.O.** (1987) Incorporating activity time in harmonic home range analysis. *Journal of Wildlife Management* : 51,(1), 254-257.
- SAMUEL, M.D. & GARTON, E.W.** (1985) Home range : A weighted normal estimate and tests of underlying assumptions. *Journal of Wildlife Management* : 513-519.
- SAVITZ, J., FISH, P.A. & WESZELY, R.** (1983a) Habitat utilization and movement of fish determined by radio-telemetry. *Journal of Freshwater Ecology* : 2,(2), 165-174.
- SAVITZ, J., FISH, P.A. & WESZELY, R.** (1983b) Effects of forage on home-range size of Largemouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society* : 112, 772-776.

- SCHMUTZ, J.A. & WHITE, G.C.** (1990) Error in telemetry studies : effects of animal movement on triangulation. *Journal of Wildlife Management* : 54,(3), 506-510.
- SCHOENER, T.W.** (1981) An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology* : 20, 281-325.
- SINIFF, D.B. & TESTER, J.R.** (1965) Computer analysis of animal-movement data obtained by telemetry. *BioScience* : 15, 104-108.
- SMITH, W.P., LAMBERT, E.P. & TEITELBAUM, R.D.** (1989) Seasonal movement and home range differences among age and sex groups of eastern wild turkey within southeastern Louisiana. In : *Biotelemetry X, Proceeding on the tenth international symposium on biotelemetry. Fayetteville, Arkansas, USA, july 31-august 5, 1988.* **AMLANER, C.J. (ED.)** The University of Arkansas Press. Fayetteville. London. 151-158.
- SPENCER, W.D. & BARRETT, R.H.** (1984) An evaluation of the harmonic mean measure for defining carnivore activity areas. *Acta Zoologica Fennica* : 171, 255-259.
- SPRENT, P.** (1992) *Pratique des statistiques non paramétriques.* INRA editions. 294.
- SPRINGER, J.T.** (1979) Some source of bias and sampling error in radio triangulation. *Journal of Wildlife Management* : 43, 926-935.
- STRAUSS, R.E.** (1979) Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society* : 106, 323-330.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A.** (1985a) Influence of sampling interval on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management* : 49,(4), 1019-1025.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A.** (1985b) Testing for independence of observations in animals movements. *Ecology* : 66,(4), 1176-1184.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A.** (1986) The importance of statistical power when testing for independence in animal movements. *Ecology* : 67,(1), 255-258.
- TITO DE MORAIS, L.** (1995) Comportement de *Hoplias aimara* à la mise en eau de la retenue. Structure et biologie des peuplements ichthyiques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final ORSTOM. convention EDF n°GP 7530. ORSTOM. 87-103.
- TRAVADE, F., BOMASSI, P., BACH, J.M., BRUGEL, C., STEINBACH, P., LUQUET, J.F. & PUSTELNIK, G.** (1989) Use of radiotracking in France for recent studies concerning the EDF fishways program. *Hydroécologie Appliquée* : 33-51.
- TYUS, H.M.** (1988) Acquisition of habitat preference data by radiotelemetry. In : *Proceeding of a workshop on the development and evaluation of habitat suitability criteria.* **BOVEE, K. & ZUBOY, J.R. (EDS.)** Fish and wildlife service. US department of the interior. 137-154.
- TYUS, H.M., BURDICK, B.D. & MCADA, C.W.** (1984) Use of radiotelemetry for obtaining habitat preference data on Colorado Squawfish. *North American Journal of Fisheries management* : 4, 177-180.
- VAN WINKLE, W.** (1975) Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management* : 39,(1), 118-123.

- VOIGT, D.R. & TINLINE, R.R.** (1980) Strategies for analysing radio tracking data. *In : A Handbook on biotelemetry and radiotracking*. 804p. **AMLANER, C.J. & MACDONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press. New-York. 387-404.
- WESTRELIN, S.** (1993) Les facteurs influençant l'utilisation de l'espace chez les petits mammifères. rapport de DEA. Analyse et Model. des Syst. Biologiques. 39p. Laboratoire de biométrie. URA 243. Lyon I. 1-12.
- WHITE, G.C. & GARROT, R.A.** (1986) Effects of biotelemetry triangulation error on detecting habitat selection. *Journal of Wildlife Management* : 50,(3), 509-513.
- WHITE, G.C. & GARROT, R.A.** (1990) *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic press, New-York. 1-383.
- WINTER, J.D. & ROSS, M.J.** (1982) Methods in analysing fish habitat utilisation from telemetry data. *In : Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information*. 376p. **ARMANTROUT, N.B. (ED.)** Western Division American Fisheries Society; Portland, Oregon. USA. 273-279.
- WINTER, J.D.** (1977) Summer home range movements and habitat use by four largemouth bass in Mary Lake, Minnesota. *Transactions of the American Fisheries Society* : 106,(4), 323-330.
- WINTER, J.D.** (1983) Underwater biotelemetry. *In : Fisheries techniques*. **NIELSEN, L.A & JOHNSON, D.L. (EDS.)** American Fisheries Society, Bethesda. 371-395.
- WORTON, B.J.** (1987) A review of home range for animal movement. *Ecological Modelling* : 38, 277-298.
- WORTON, B.J.** (1989) Kernel methods for estimating the Utilization Distribution in home range studies. *Ecology* : 70,(1), 164-168.
- WORTON, B.J.** (1995) Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management* : 59,(4), 794-800.
- WORTON, B.J.** (1996) Modelling radio-tracking data. *Environmental and Ecological Statistics* : 15-23.
- WRAY, S., CRESSWELL, W.J. & ROGERS, D.** (1992b) Dirichlet tessellations: a new, non-parametric approach to home range analysis. *In : wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals*. **PRIEGER I.G. & SWIFT S.M. (EDS.)** Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 247-255.
- WRAY, S., CRESSWELL, W.J., WHITE, P.C.L. & HARRIS, S.** (1992a) What, if anything, is a core area? An analysis of the problems of describing internal range configurations. *In : wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals*. **PRIEGER I.G. & SWIFT S.M. (EDS.)** Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 256-271.
- YOUNG, M.K.** (1994) Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology* : 72, 2078-2083.

Détermination des coordonnées des localisations :

Le système de coordonnées LORAN-C est souvent utilisé en hydrobiologie (Winter, 1983 ; White et Garrot, 1990 ; Markham *et al.*, 1991). Ce système utilise un microprocesseur-récepteur dans l'avion ou le bateau et une série d'émetteurs d'ondes radio basses fréquences basés au sol. Il fournit des coordonnées de longitude et de latitude (souvent convertis en d'autres systèmes de coordonnées) pour identifier des localisations.

Les signaux sont envoyés d'une chaîne de trois à cinq stations avec une station principale ("maîtresse") et les autres secondaires ("esclaves"). La station principale transmet des groupes de pulsations qui sont reçues par les stations secondaires. Chaque station secondaire transmet des groupes similaires de pulsations et s'ajoute un délai de temps fixé.

Le récepteur LORAN-C dans l'avion ou le bateau reçoit chaque groupe de pulsations et calcule la différence de temps entre les pulsations. Par exemple, si la différence de temps n'est pas la même entre les signaux reçus d'un émetteur secondaire et ceux de la station principale, c'est que le récepteur est localisé sur une hyperbole définie par le délai de temps entre les deux stations émettrices et leur position. Avec une seconde station "esclave" et la station principale, une deuxième hyperbole est définie. L'intersection des deux hyperboles définit la localisation du récepteur.

La précision de la localisation estimée dépend de la distance aux stations, du nombre de stations, de la proximité des récepteurs aux stations et de l'angle d'intersection des hyperboles. Selon Patric *et al.* (1988), l'erreur peut aller de 100 m à 1 km lorsqu'on localise d'avion. Pour Winter (1983), il s'agit d'une méthode très précise pour estimer la localisation par bateau et utilisable de nuit, Markham *et al.* (1991) estiment l'erreur à ± 6 m pour localiser des poissons (*Pomoxis*) dans un réservoir de 532 ha.

ANNEXE 2

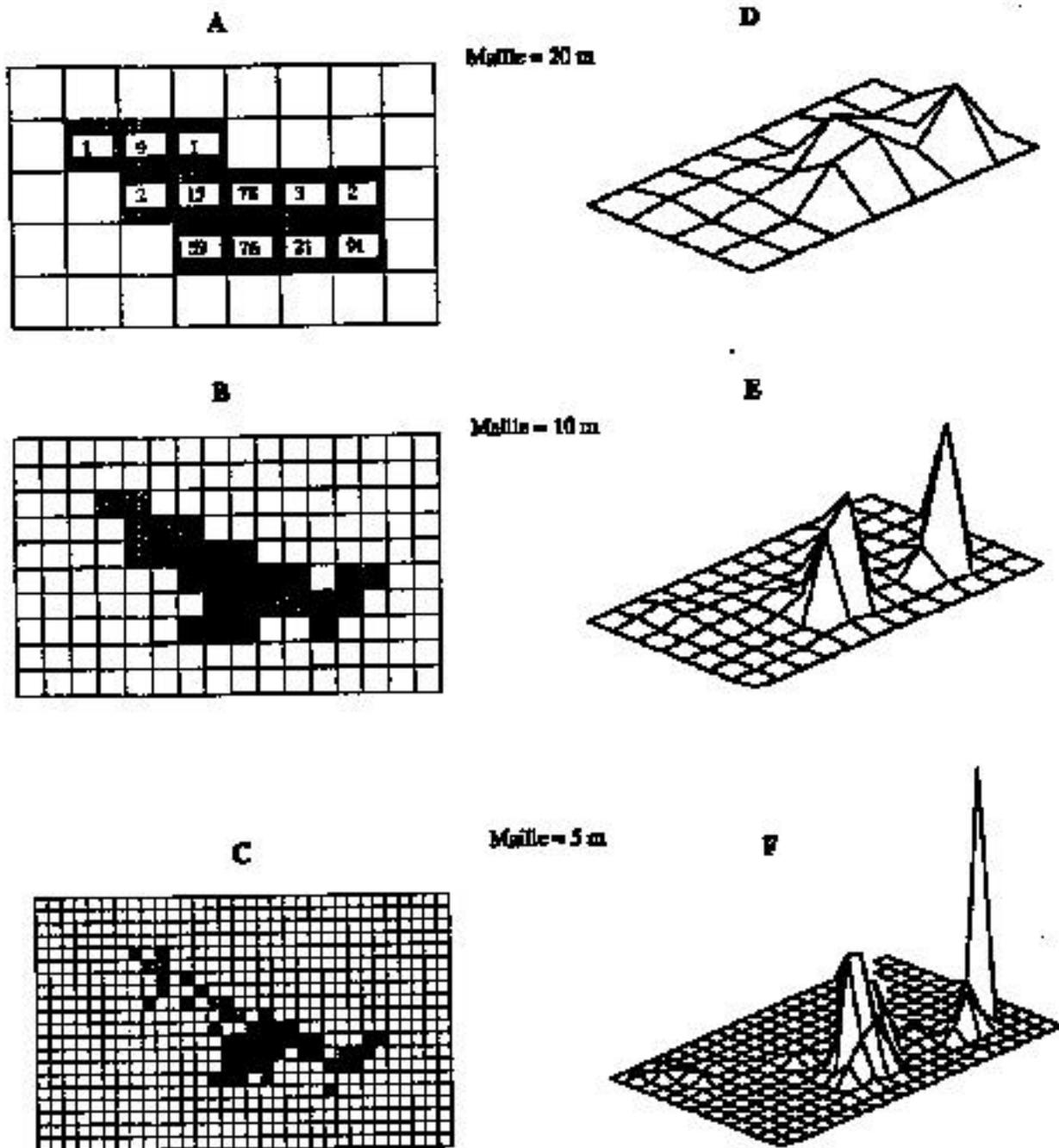


figure 3 : Illustration d'aires d'activités journalières d'un poisson (d'après Baras, 1992).

Approche du domaine vital par la méthode des grilles (A-C) et par la fonction de distribution d'utilisation (D-F). On voit l'influence de la taille de la maille sur la structure et la forme du domaine vital.

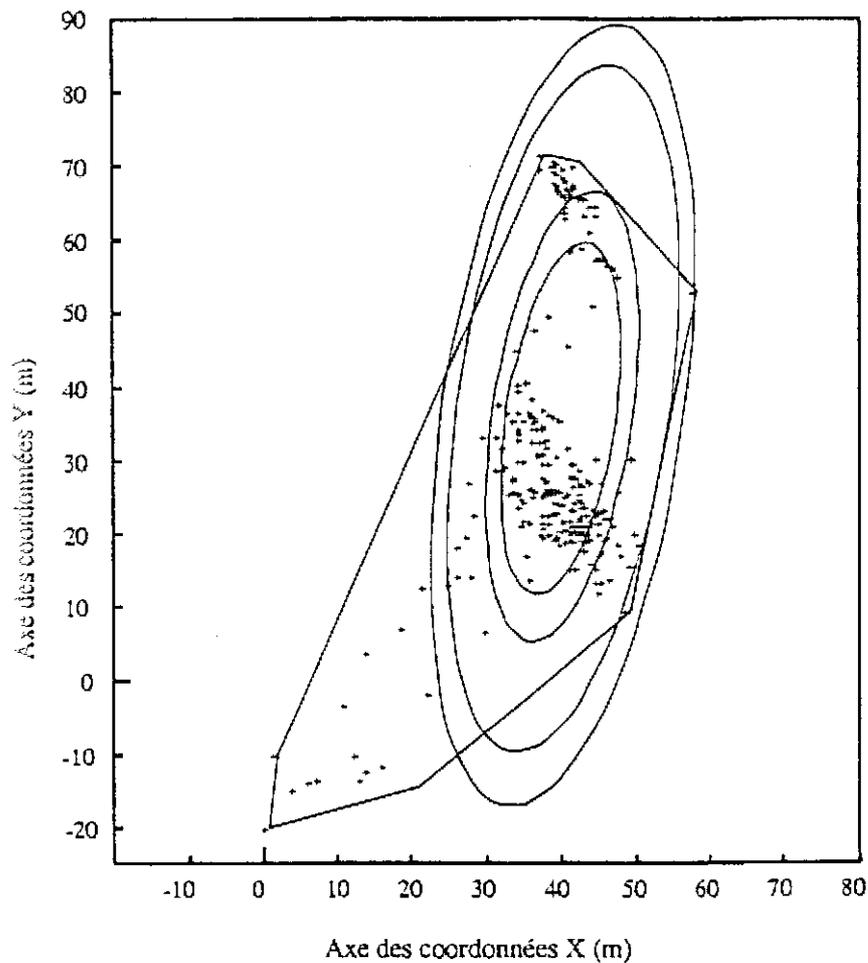


figure 5 : Illustration d'un cycle d'activités de poisson (d'après Baras, 1992) : comparaison des approches du domaine vital ou de l'aire d'activité par polygone convexe et modèles normaux bivariés. Les localisations sont représentées par les + et sont délimitées par un polygone convexe. Les ellipses correspondant, par ordre de taille croissant à des pourcentage de confiance de 50, 62, 90, et 95 %.

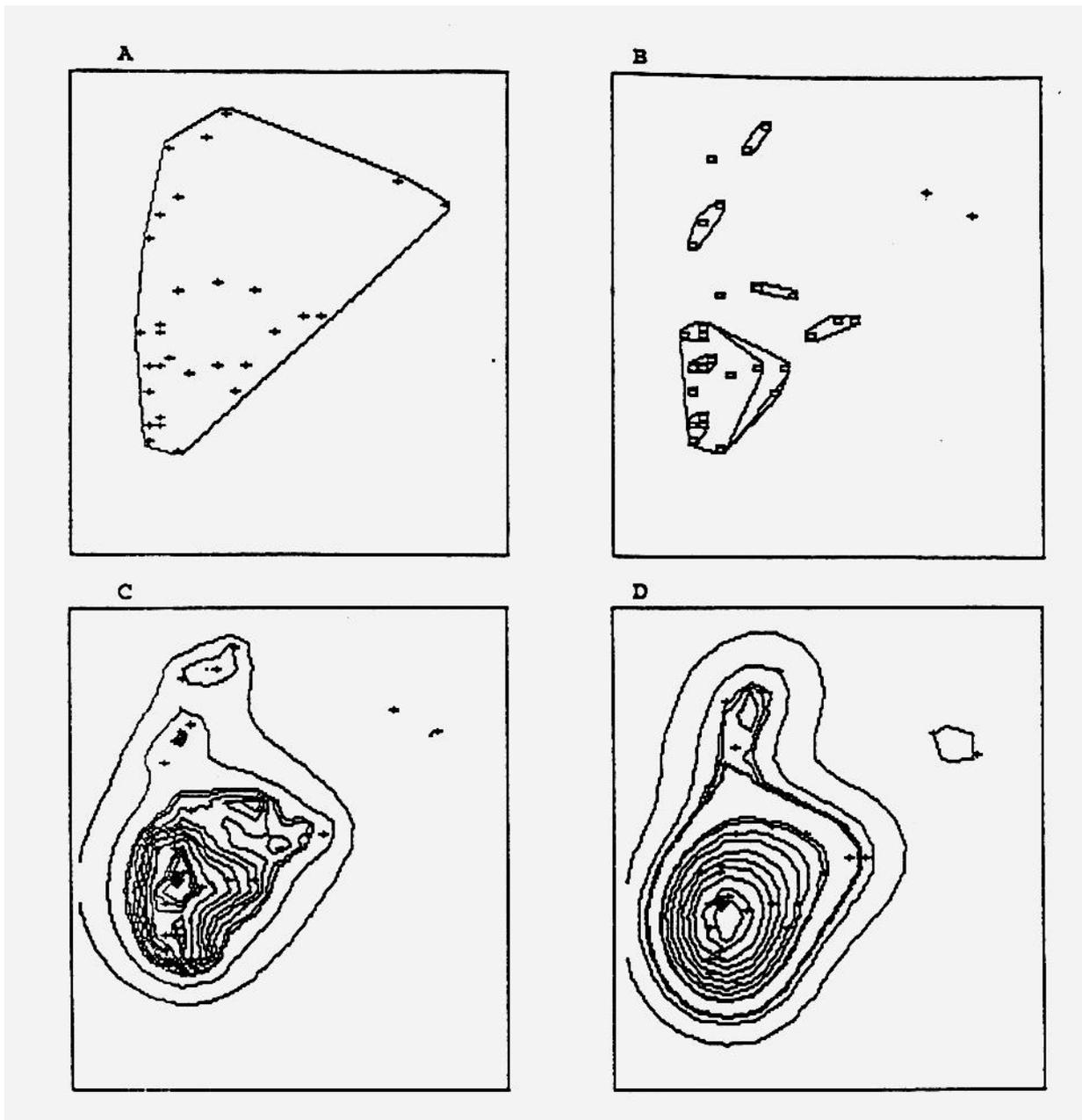


figure 6 : Comparaison de domaines vitaux (estimation à 95 %) d'un rongeur par différentes méthodes (d'après Andreassen et al., 1993).

A : méthode du polygone convexe

B : méthode des polygones de probabilité, elle fait apparaître les aires centrales

C : méthode de la moyenne harmonique

D : méthode des noyaux

Les + représentent les localisations, pour les deux dernières méthodes C et D le contour le plus externe représente l'isoplèthe à 95 % définissant le domaine vital et les contours les plus internes les isoplèthes à pourcentage décroissant.

II - Analyse des données de radiopistage :

échanges d'outils biométriques sur le réseau Internet

Résumé

Le radiopistage a été choisi par l'ORSTOM pour approcher l'utilisation de l'espace par des poissons (*Oreochromis niloticus*) dans des petits barrages africains. Cette technique permet d'obtenir une série de localisations sous la forme de coordonnées XY à partir desquelles on peut estimer une aire d'activités journalières ou un domaine vital. Pour faire cela et pour représenter graphiquement les localisations et les domaines vitaux estimés, un certain nombre de logiciels sont disponibles gratuitement sur le réseau Internet. Le présent rapport est centré sur l'utilisation de ces outils.

Un module intitulé "Radiotracking" a été écrit à cette occasion dans le logiciel ADE-4 (<http://biomserv.univ.lyon1.fr/ADE-4.html>) pour une première analyse des données brutes recueillies par radiopistage et pour représenter sur un fond de carte les localisations estimées. Ce programme crée également des fichiers avec lesquels on accède directement à deux autres logiciels téléchargeables sur le réseau : ANTELOPE (<http://www-biology.ucsd.edu/research/vehrenbury/programs.html>) et WILDTRAK (<http://www.uni-sb.de/philtak/fb6/fr66/tpw/telem/software/wildtrak.htm>). Ces derniers nous ont permis d'obtenir par différentes méthodes des estimations des aires d'activités journalières des poissons étudiés par L'ORSTOM dont nous avons superposé les représentations sur un fond de carte.

Mots clés : radiopistage, logiciels, Internet, analyse domaine vital, représentation graphique, poisson.

Keywords : radiotracking, software, Internet, home range analysis, graphical display, fish.

Introduction

En biologie, quelque soit la discipline concernée, l'approche de l'occupation du temps et de l'espace par des individus est un problème fréquemment soulevé. Pour le résoudre, différentes méthodes peuvent être utilisées. Aussi bien en milieu terrestre qu'en milieu aquatique, la technique de radiopistage est une des méthodes pouvant aider à atteindre cet objectif. En hydrobiologie, elle a permis d'obtenir des données de façon continue sur les mouvements des poissons (Priede, 1980). Jusque là, ces derniers étant difficilement visibles dans leur environnement, on ne pouvait s'appuyer que sur des observations discontinues ou isolées pour étudier leur écologie générale. Le radiopistage fournit des données de localisations, de mouvement ou même de comportement à partir desquelles on peut estimer une aire d'utilisation de l'espace (le plus souvent, il s'agit de domaine vital) ou mettre en évidence des modèles correspondants. Rarement utilisée dans les eaux douces tropicales, elle s'est avérée pourtant tout à fait adaptée pour les études qui ont été réalisées par Hocutt (1989) et Tito de Morais (1995). Aussi, l'ORSTOM a choisi cette technique pour l'étude de l'ichtyofaune de petits barrages africains dans le cadre d'un programme de recherche plus vaste (intitulé "Petits barrages") qui se déroule en Côte d'Ivoire.

Pour analyser de telles données spatio-temporelles et représenter graphiquement les résultats des outils informatiques sont nécessaires. Là, intervient la biométrie dont un des rôles essentiel est de concevoir ou d'adapter des méthodes permettant de répondre à des questions biologiques. Ceci passe par la création et l'utilisation de logiciels. Pour l'analyse des données de radiopistage, de nombreux logiciels ont ainsi été élaborés. Mais la plupart sont spécifiques d'applications locales et ne concernent que certains aspects des analyses pouvant être effectuées par cet outil, d'où la nécessité de créer un logiciel "général" (White et Garrott, 1990). Pour la partie technique de notre travail de DEA, il était initialement prévu d'écrire un programme répondant à cette nécessité en traitant les problèmes les plus fréquemment abordés en hydrobiologie, et ce, en s'appuyant sur les données de l'ORSTOM recueillies par biotélémetrie sur des poissons africains. Or, en consultant le réseau Internet à ce sujet nous nous sommes rendus compte que parmi les logiciels existant un certain nombre d'entre eux étaient disponibles gratuitement. Suite à cette constatation, nous avons remis en cause la nécessité d'en créer un qui, en se voulant général, reprendrait des points déjà traités. Dans le cadre de ce rapport, il n'est donc plus question de créer un logiciel d'analyse de données de radiopistage tout à fait général mais plutôt de montrer comment utiliser différents outils biométriques mis à la disposition de tout chercheur par l'intermédiaire de serveurs accessibles sur le réseau Internet.

Dans un premier temps, nous exposerons le contexte de l'étude effectuée par l'ORSTOM et le protocole de récolte des données que nous avons adopté sur les poissons africains. Pour une première analyse de ces données brutes et représentation des résultats, nous avons programmé dans le logiciel ADE-4 diffusé également sur Internet un module de traitement que nous décrirons dans une deuxième partie. Puis, à partir de fichiers créés par ce module, nous accéderons facilement à deux autres outils disponibles sur le réseau et fonctionnant sur Macintosh. Ces derniers nous permettront de calculer et d'étudier des aires d'activités journalières par différentes méthodes d'estimation.

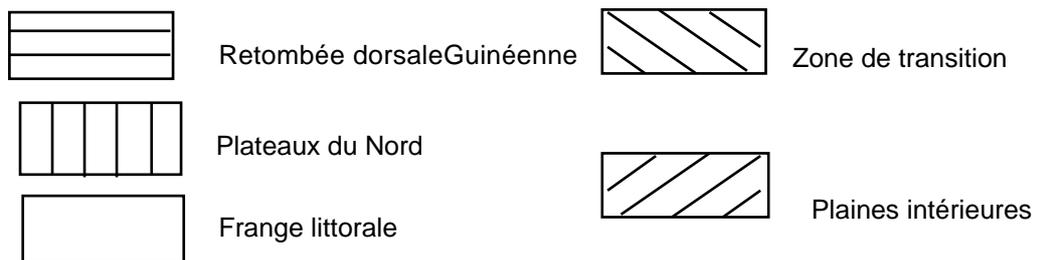
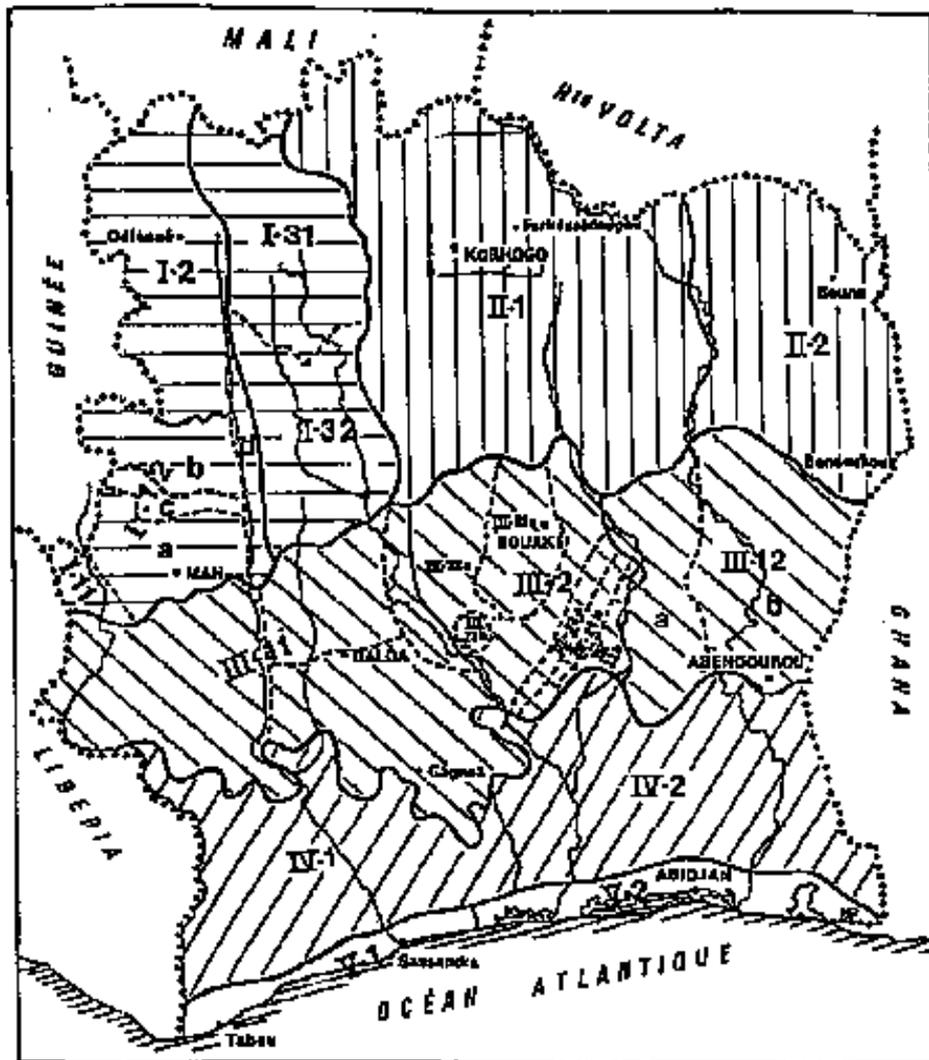


figure 1 : carte de la Côte d'Ivoire, découpage en zones physiques (d'après Avenard *et al.*, 1971)

1 — Support expérimental

1.1 — contexte biologique

Description du site d'étude : le programme "Petits Barrages" mené par L'ORSTOM en collaboration avec un institut ivoirien, l'IDESSA (Institut des Savanes) concerne 15 retenues situées dans les plateaux du Nord de La Côte d'Ivoire dans la région de Korhogo (cf figure 1). Par ailleurs, le centre ORSTOM étant basé à Bouaké, le lac de **Brobo**, situé à une trentaine de km à l'Est de la ville, fait l'objet d'un suivi et constitue une autre zone d'étude rapidement accessible. Dans le cadre de ce rapport technique, nous avons effectué la partie terrain-récolte des données intégralement sur ce lac du 25 mars au 15 avril et du 19 au 24 mai 1996. Créé artificiellement, le lac a été mis en eau en 1986. La surface de ce réservoir est 85 ha, lors de crue elle passe à 116 ha.

Contexte de l'étude : durant les premières années consécutives à la mise en eau du lac (1986), les pêches ont été conséquentes mais rapidement une nette diminution des captures et de la taille des poissons capturés s'est faite sentir. Ce constat a également été fait sur de nombreux "petits-barrages" du nord de la Côte d'Ivoire. Or, la production piscicole des retenues représente un apport alimentaire non négligeable pour les populations. Parmi les espèces recherchées (*Chrysichthys nigrodigitatus*, *Heterotis niloticus* et *Oreochromis niloticus*), les pêches touchent très souvent des individus de petite taille, portant ainsi atteinte à l'intégrité du stock et empêchant l'établissement d'une pêcherie "optimale". Dans les retenues collinaires du Nord de la Côte d'Ivoire, les pêcheurs ou les villageois eux mêmes, ainsi que les agences gouvernementales ont procédé, souvent de façon empirique, à des introductions ou à des repeuplements de ces espèces. Ces opérations ont parfois abouti, parfois échoué sans qu'on sache vraiment pourquoi, aucun paramètre n'étant contrôlé. La connaissance des peuplements d'origine étant par ailleurs fragmentaire, il n'y a, à fortiori, aucune connaissance de l'efficacité de ces opérations.

Dans ce contexte, l'amélioration de la production exploitée dans les retenues par repeuplement et manipulation du milieu est un des objectifs visés par le programme conjoint Idessa/Orstom " Petits Barrages". Afin d'atteindre cet objectif, il est important de mettre en place des opérations de repeuplement contrôlées. La technique de radiopistage en permettant le suivi des poissons constitue un des moyens de contrôle. Par exemple, dans le cadre des études sur la reproduction des *Oreochromis niloticus* menée par F. Duponchelle actuellement en thèse à l'ORSTOM, il a été montré qu'il existait dans les retenues des jeunes étant apparemment nés tout au long de l'année (par lecture de pièces osseuses). Or, les femelles matures ne sont que peu ou pas capturées d'octobre à avril. L'application de techniques de marquage par télémétrie devrait permettre de suivre la dispersion des femelles dans le milieu et améliorer leur capturabilité au cours de ces mois. Un autre exemple s'applique directement à la gestion des pêches dont les rendements sont médiocres dans les retenues. Ceci est du en partie à la mauvaise qualité des engins utilisés par les pêcheurs. Sans qu'il ne soit nullement envisagé d'intervenir sur les aspects financiers de la question, il est sans doute possible d'optimiser l'utilisation des engins en étudiant le comportement des poissons dans les retenues en l'absence d'engins de pêche et les modifications induites par la mise en place des engins. Ici encore, le radiopistage serait la technique d'étude privilégiée.

Principe général des mesures par radiopistage : la technique consiste à associer à un organisme un émetteur muni d'une batterie qui émet, sur une fréquence déterminée, un signal pulsé sous la forme d'ondes électromagnétiques qui se propagent dans le milieu. Le signal émis par l'émetteur est capté par une antenne portable (ici de type

"Loop") qui reçoit l'onde électromagnétique dont les impulsions, filtrées et amplifiées par le récepteur sont rendues perceptibles pour l'opérateur sous la forme de "bips" sonores ou de déviations de l'aiguille d'un galvanomètre (cf figure 2). La direction (azimut) dans laquelle se trouve le poisson est indiquée par une boussole associée à l'antenne dont on connaît la localisation.

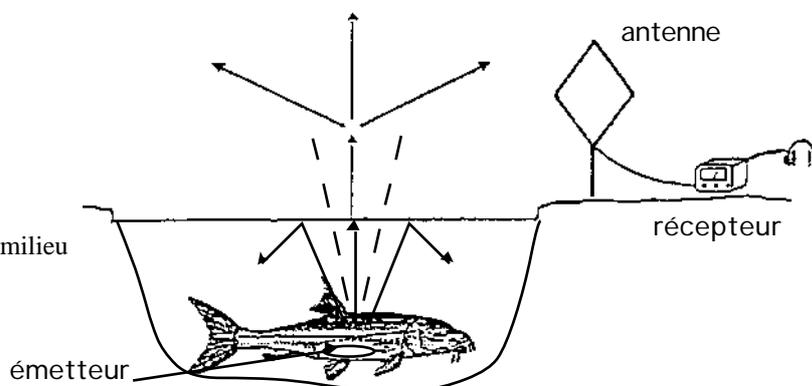


figure 2 : principe du radiopistage en milieu aquatique (d'après Baras, 1992)

Choix de l'espèce étudiée : *Oreochromis niloticus* est une espèce qui a été l'objet en Côte d'Ivoire et ailleurs de multiples opérations d'introduction et de repeuplement avec des succès divers (Paugy, 1979 ; Baijot *et al.*, 1994). Elle est particulièrement recherchée et de bonne valeur marchande. De plus, cette espèce est actuellement le sujet d'une étude (thèse de M. F. Duponchelle en cours à L'ORSTOM, Bouaké) portant en particulier sur la croissance et la reproduction. Ses caractéristiques trophiques sont connues et un certain nombre de connaissances sur ses compétiteurs existent (*Tilapia zilli*, *Sarotherodon galileus*). L'intérêt porté à cette espèce a donc donné lieu dans le cadre du programme de recherche à de nombreux essais. Résistant bien à l'opération d'implantation de l'émetteur, *Oreochromis niloticus* a finalement été choisi comme espèce cible de l'étude.

1.2 — Matériel et protocole

Choix du matériel : le matériel utilisé est de marque ATS (Advanced Telemetry Systems, U.S.A.) :

Récepteurs : Challenger Model R2100 scanning receivers fonctionnant dans la gamme fréquence 48-49 Mhz, Écouteurs : Telex aviation grade headsets, Émetteurs : modèle 379, pulsation : 39-41 ppm, durée de pulsation : 21-23 ms, durée de vie : 10 jours, poids : 1,1 grammes, circuit : standard, intensité : 0,03 mA. La portée est de 1500 m et la précision donnée par le fabricant est 5° (correspondant à l'angle de réception à l'extinction du signal).

Des essais de précision ont été fait pour mesurer l'erreur effectuée sur la mesure (Blanc, 1996). L'erreur moyenne est égale à 4.7° et la précision (estimée par l'écart-type) est de 3.5°.

Protocole de suivi : on peut réaliser un pistage continu ou discontinu. Le radiopistage discontinu implique que la localisation de l'animal soit faite de façon discrète ou à des intervalles de temps aléatoires s'étalant sur la période d'étude. La collecte de données discontinues permet les études de migration ou d'un grand nombre d'animaux à la fois, elle est valable pour les études d'interaction sociale entre groupes d'individus. Il est cependant important de structurer le programme de récolte de

données pour s'assurer que les données sont représentatives du comportement de l'animal (Harris *et al.*, 1990). Dans le cadre de cette étude, le pistage s'est fait de façon **continue**. Cela implique que les localisations successives soient séparées par de très courts intervalles de temps (de 5 à 15 min). On obtient une série de points qui fournissent une approximation de la trajectoire de l'animal. Cette technique est utile pour montrer l'intensité avec laquelle un animal utilise l'espace, pour l'étude de mouvement à petite échelle spatiale ou temporelle, pour les études d'interaction entre individus ou des effets des paramètres environnementaux sur les modèles d'activité.

3 séries de suivi ont été effectuées. Chaque série comprend 3 cycles de 24 heures qui s'étalent sur 6 jours.

Pour chacune des séries, 5 poissons sont capturés. A cette étape, nous ne sommes hélas pas arrivés à capturer des poissons du lac de taille suffisamment importante pour pouvoir supporter l'implantation de l'émetteur. Nous avons donc récupéré dans une pisciculture voisine du lac des poissons d'élevage. Il est par conséquent fort probable que ces derniers n'aient pas, une fois relâchés dans la retenue, les mêmes comportements que des poissons autochtones. Les poissons sont passés dans un anesthésiant (2 phénoxyéthanol, 6 cc pour 12 l) pendant 2 à 3 minutes puis opérés dans l'eau avec quelques gouttes de bleu de méthylène. Après incision de l'animal, l'émetteur, préalablement désinfecté à l'alcool, est inséré dans la cavité péritonéale puis recousu. Les poissons sont mis alors à récupérer 1 ou 2 minutes dans une bassine contenant de l'eau du lac puis relâchés tous au même niveau dans la retenue.

Environ 24 heures après le lâcher, on commence le suivi. Deux récepteurs se situent à des postes fixes dont les positions exactes sont identifiables sur un fond de carte. Ils permettent de mesurer de façon la plus simultanée possible deux azimuts. Une localisation pour chacun des cinq poissons est ainsi faite toutes les 15 minutes durant les trois cycles de 24 heures par biangulation (cf chapitre II). Les deux premiers cycles se font en l'absence d'engins de pêche, le dernier en présence d'engins de pêche (filets maillants). Les séries se sont déroulées aux dates suivantes :

- première série :

marquage de cinq poissons d'élevage le 30/03/1996 aux fréquences suivantes (Mhz): 48,270 ; 48,310 ; 48,330 ; 48,350 ; 48,392.

Cycle 1 : 31/03-01/04 ; cycle 2 : 02/04-03/04 ; cycle 3 : 04/04-05/04,

- deuxième série :

marquage de trois poissons d'élevage et de deux poissons du lac le 09/04/1996 aux fréquences suivantes (Mhz) : 48,230 ; 48,250 ; 48,290 ; 48,210 ; 48,410.

Cycle 1 : 10/04-11/04 ; cycle 2 : 12/04-13/04 ; cycle 3 : 14/04-15/04.

Lors de ce suivi, nous avons immédiatement perdu les deux poissons "sauvages" (210 et 410). Nous n'avons jamais pu les retrouver. Pour expliquer cette disparition, on peut supposer que les deux individus ont été pêchés ou bien ils se sont enfouis dans la vase en profondeur où ils seraient certainement morts,

- troisième série :

marquage de cinq poissons d'élevage le 18/05/1996 aux fréquences suivantes (Mhz) : 48,130 ; 48,150 ; 48,170 ; 48,190 ; 48,370.

Cycle 1 : 19/05-20/05, cycle 2 : 21/05-22/05, cycle 3 : 23/05-24/05.

Afin d'analyser les données récoltées lors de ces suivis, nous avons programmé un module intitulé Radiotracking incorporé à l'occasion de ce travail dans le logiciel ADE.

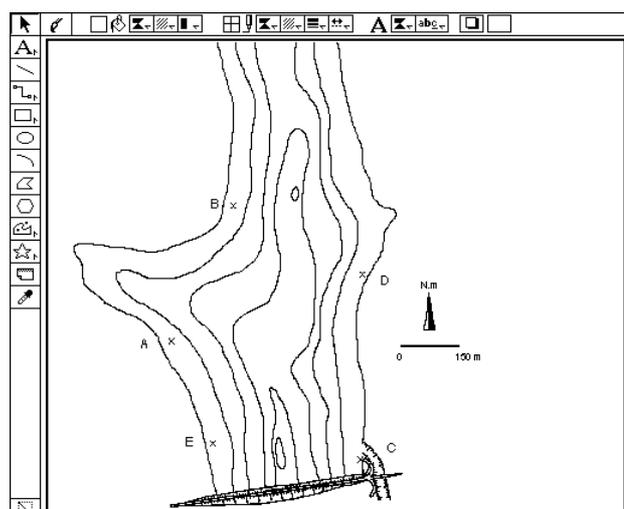
2 — Développement d'un utilitaire pour une première analyse des données recueillies par radiopistage

La version ADE-4 du logiciel ADE est écrite en langage C avec le compilateur Code Warrior de MetroWerks. La programmathèque ADE est constituée de plusieurs couches de sous-programmes (plus de 300 au total) qui isolent la partie calcul de l'implémentation des entrées-sorties. Ces sous-programmes standardisent les fonctions de lecture-écriture des fichiers, assurent les fonctions de calcul simples, fournissent des primitives de tracé graphique multifenêtré en coordonnées logiques et gèrent l'interface utilisateur (HyperCard). Ils sont liés au programme principal et assurent l'homogénéité de l'interface utilisateur que le programmeur n'a pas à implémenter dans les modules qu'il écrit (Thioulouse, 1996). Nous avons programmé dans cet environnement le module radiotracking.

Pour illustrer ce module, nous avons utilisé le jeu de données récoltées par radiopistage dans le cadre de l'étude décrite précédemment sur le poisson *Tilapia Oreochromis niloticus*. Cette partie, rédigée sous la forme des documentations ADE, s'adresse à l'utilisateur.

2.1 — Préparation des données

Créer un dossier de travail et utiliser l'option File for copy folder du menu Folder pour récupérer le fichier Fond_lac. Ce fichier contient un fond de carte qui a été scanné et qui représente la position des antennes et le domaine d'investigation. Le fond définitif a été redessiné en utilisant un grapheur (ClarisDraw, MacDraw...). Le format de ce fichier est un format PICT (comme pour tout fond de carte dans ADE) et doit le rester pour être utilisé par les modules ADE.

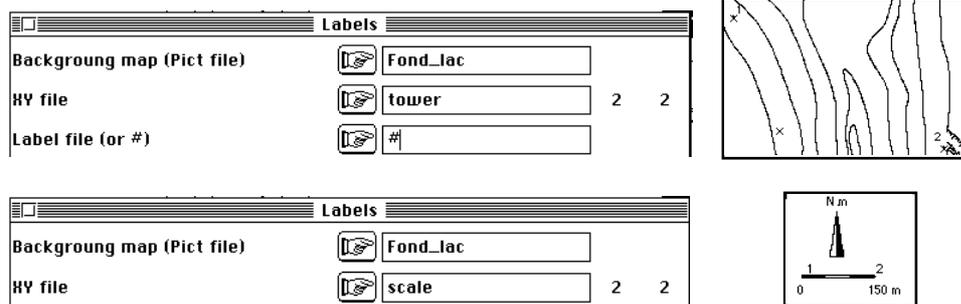


Avec l'option Digit : Digitalize, on digitalise d'une part la position des **antennes** (points A et C sur notre fond de carte), d'autre part l'**échelle**.

H coord.	<input type="text"/>	H coord.	226
Y coord.	<input type="text"/>	Y coord.	58
Point #	<input type="text"/>	Point #	2
<input type="button" value="Begin"/>		<input type="button" value="Stop"/>	

On crée ainsi un fichier de coordonnées des antennes (**tower**) et un fichier de coordonnées de l'échelle (**scale**). Les valeurs des coordonnées dans ces fichiers sont données en pixels.

On vérifie la digitalisation par Maps : Labels :



Aller ensuite à la carte Radiotracking de la pile ADE•Data. En appuyant sur le champ sélectionner la fonction **Export_to_TEXT_file** qui envoie le fichier texte 330-31/03 vers votre fichier de travail, l'ouvrir sous Excel 4.

330_31/03						
	A	B	C	D	E	F
1	1	112	365		31/03/96	1730
2	2	105	365	15	31/03/96	1745
3	3	108	340	15	31/03/96	1800
4	4	113	310	15	31/03/96	1815
5	5	102	315	15	31/03/96	1830
6	6	110		15	31/03/96	1845
7	7	105		15	31/03/96	1900
8	8	110	310	15	31/03/96	1915
9	9	112	325	15	31/03/96	1930
10	10	115		15	31/03/96	1945
11	11	110		15	31/03/96	2000
12	12	106	330	15	31/03/96	2015
13	13	90	340	15	31/03/96	2030
14	14	100	309	15	31/03/96	2045
15	15	110	338	15	31/03/96	2100
16	16	108	325	15	31/03/96	2115
17	17	102	310	15	31/03/96	2130
18	18	109	340	15	31/03/96	2145
19	19	108	348	15	31/03/96	2200
20	20	105	317	15	31/03/96	2215
21	21	85	320	15	31/03/96	2230
22	22	92	318	15	31/03/96	2245

Ce fichier contient les informations recueillies sur le poisson marqué avec un émetteur dont la fréquence est 48,330 Mhz et qui a été suivi du 31/03/1996 à partir de 13h00 (mais ce n'est qu'à 17h30 que le premier signal a été capté) jusqu'au 01/04/1996 à 13h15 en effectuant une mesure toutes les 15 minutes.

Il contient six colonnes :

- 1- les numéros des enregistrements,

- 2- l'azimut mesuré au niveau de l'antenne 1,
- 3- l'azimut mesuré au niveau de l'antenne 2,
- 4- la durée écoulée entre deux positions successives (en minutes),
- 5- la date selon le format jj/mm/aa,
- 6- l'heure d'enregistrement selon un format nombre (code 0) : 0 pour minuit, 115 pour 1h15, 1315 pour 13h15...

Ouvrir ce fichier sous BBEdit Lite et vérifier en faisant apparaître les caractères invisibles que le fichier est bien saisi (caractères de tabulation et de fin de ligne bien présents où il faut en particulier à la dernière ligne).

Pour créer votre propre fichier de données :

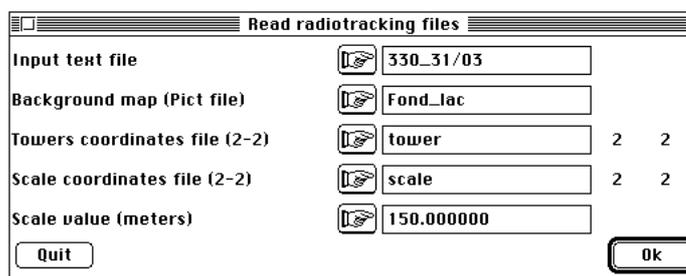
Ne rentrer que les numéros d'enregistrements pour lesquels il y a eu au moins une direction mesurée.

Dans le cas de données manquantes, rentrer **•** (alt + shift + point). Il est de toutes façons obligatoire de remplir les 6 colonnes.

A la première ligne de la quatrième colonne (durée écoulée entre localisations successives), on rentre toujours **•** correspondant à t = 0. Il est possible de regrouper les localisations par séries temporelles. Pour cela, chaque fois qu'on désire faire apparaître une nouvelle série temporelle, on rentre **•**. Ceci se fera le plus souvent dans le cas de suivi discontinu où on pourra par exemple localiser un animal toutes les 20 minutes pendant 4 heures un jour et de nouveau pendant 2 heures toutes les 10 minutes le lendemain. Un tel suivi correspondra à deux séries temporelles.

Enfin, le fichier de données doit être enregistré en format texte.

Toute analyse effectuée doit commencer par RadioTracking : Read radiotracking files où on rentre la plupart des informations nécessaires pour la suite :



Il se crée un fichier 330_31/03.Rat contenant les renseignements suivants :

```

2
31/03/96
1/04/96
79
77
58
56
1
tower
scale
Fond_Lac
150.000000

```

- le nombre de jours sur lesquels s'est étendu le suivi,
- les dates correspondant à ces jours,
- le nombre total d'observations effectuées,
- le nombre d'azimuts mesurés à partir de l'antenne 1,
- le nombre d'azimuts mesurés à partir de l'antenne 2,
- le nombre d'observations pour lesquelles les deux directions ont été mesurées et ne sont pas égales,
- le nombre de séries temporelles (il s'agit ici d'un suivi continu sur 24 heures donc avec seulement une série temporelle),
- le nom du fichier des coordonnées des antennes,
- le nom du fichier des coordonnées de l'échelle,
- le nom du fichier PICT contenant le fond de carte,
- la valeur de l'échelle en mètre qui figure sur le fond de carte.

Cette première option permet de vérifier que le fichier de données est saisi correctement et que l'on dispose bien de tous les fichiers nécessaires pour la définition et la représentation de l'espace géographique.

2.2 — Représentation des localisations

On calcule les coordonnées des observations avec RadioTracking : Bearing->Coordinates XY in pixel :



L'option transforme par biangulation (White and Garrott, 1990) les azimuts mesurés α_1 et α_2 à partir de deux antennes réceptrices de coordonnées connues en coordonnées XY (cf figure 3).

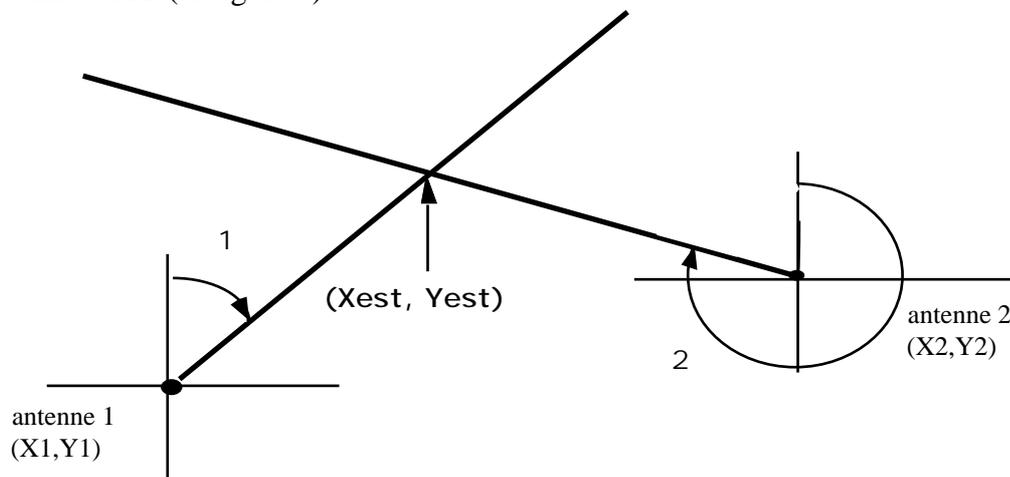


figure 3 : principe de la biangulation

Les azimuts alpha 1 et alpha 2 sont convertis en angles beta : $\beta = (90 - \alpha) * (\pi / 180)$.

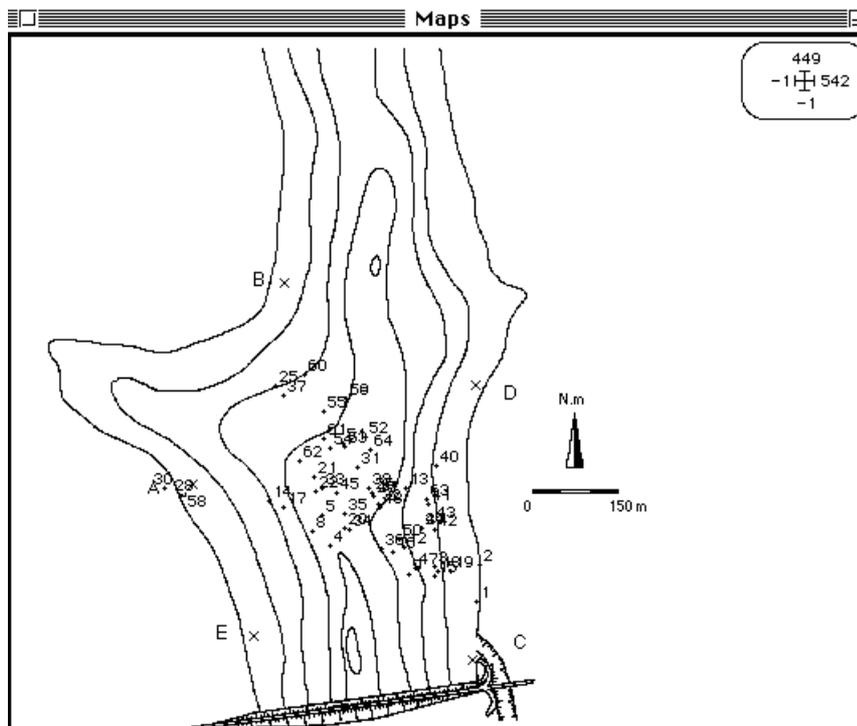
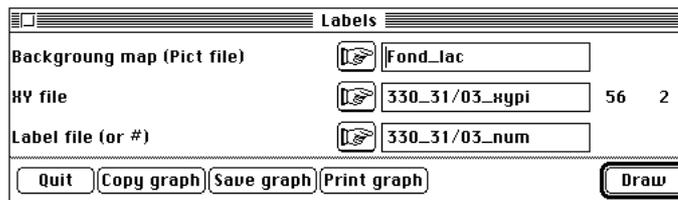
$$x_{est} = \frac{x_1 \tan \beta_1 - x_2 \tan \beta_2 + y_2 - y_1}{\tan \beta_1 - \tan \beta_2}$$

$$y_{est} = \frac{(x_2 - x_1) \tan \beta_1 \tan \beta_2 - y_2 \tan \beta_1 + y_1 \tan \beta_2}{\tan \beta_1 - \tan \beta_2}$$

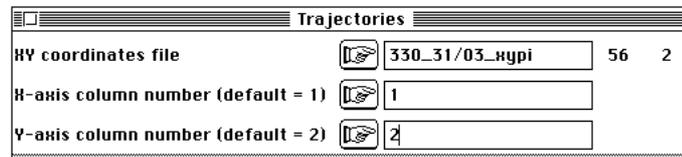
Il se crée le fichier 330_31/03_xypi qui contient les coordonnées des observations en pixels. C'est ce fichier XY qui doit être utilisé pour cartographier les positions obtenues sur le fond de carte.

De plus, des fichiers "étiquettes" utilisables lors des représentations graphiques sont également créés par cette option : 330_31/03_num, 330_31/03_hour, 330_31/03_date. Ils contiennent successivement les numéros d'enregistrement, les heures et les dates correspondant aux localisations. Si le fichier de données saisi initialement ne contient pas ces informations (numéros d'enregistrement, heures, dates) et qu'elles ont été remplacées intégralement par * supprimer ces fichiers "étiquettes".

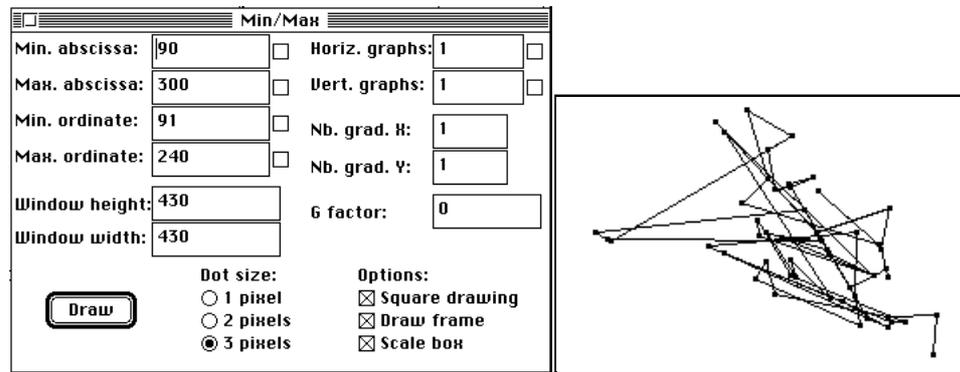
Pour représenter les positions obtenues, utiliser Maps : Labels et sauvegarder le graphe qui s'enregistrera en format PICT et qu'on pourra ouvrir par la suite dans un grapheur comme Claris Draw, MacDraw :



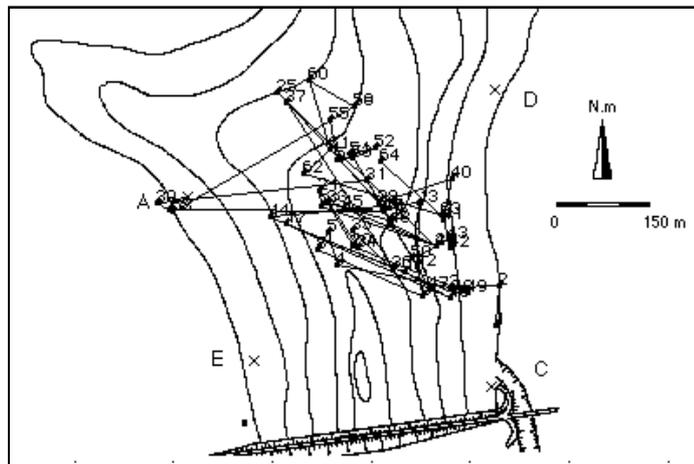
On trace la trajectoire effectuée par l'animal durant la période de suivi grâce à Scatters : Trajectories :



Par l'option Windows : Min.&Max, on ajuste l'échelle à celle de notre fond de carte et on trace la trajectoire :



On peut superposer la trajectoire à la représentation des positions obtenue par Maps : Labels :



Les directions mesurées à partir des antennes ne sont que des estimations auxquelles sont associées des erreurs et donc des écart-types à partir desquels on peut calculer un intervalle de confiance (fixé souvent à 95 %). Associée à ces intervalles, une aire de confiance pour la localisation de l'animal est décrite par un polygone d'erreur (fig. 4) :

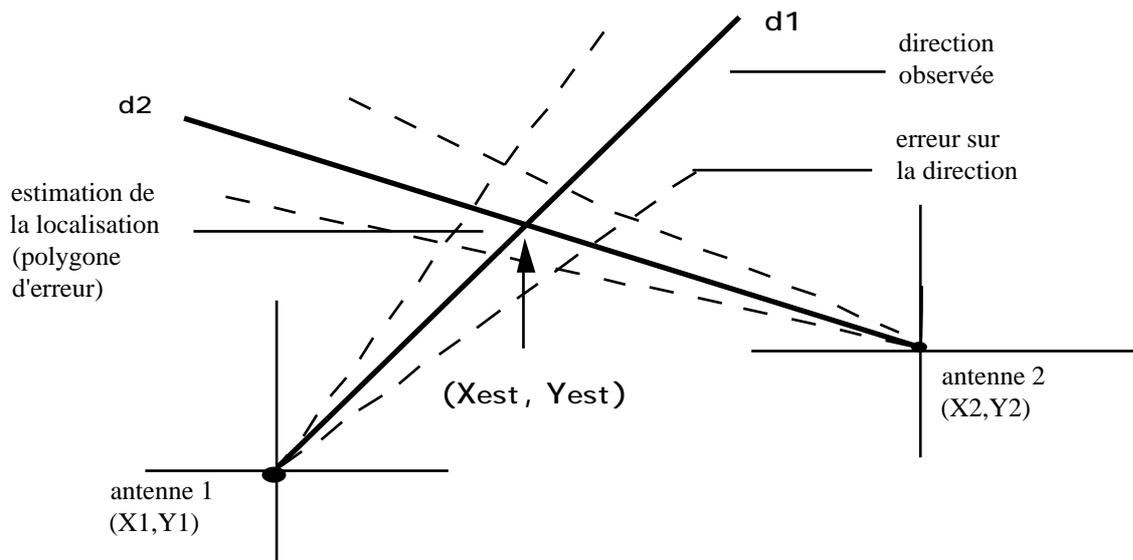
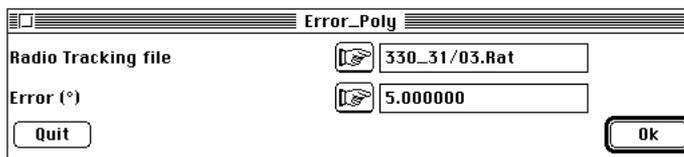


figure 4 : polygone d'erreur associé à la localisation (X_{est}, Y_{est}) déterminé à partir des directions d_1 et d_2 des deux antennes (trait plein). Les lignes en pointillé sont les directions correspondant aux intervalles de confiance de chaque antenne.

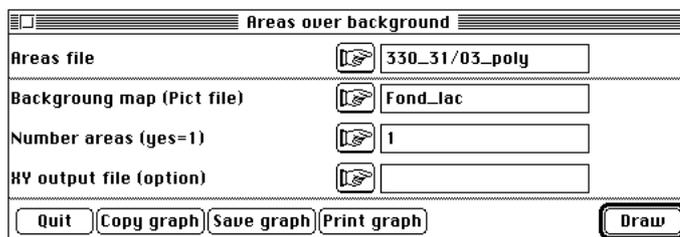
La surface de ce polygone constitue une mesure de la précision de l'estimation du point.

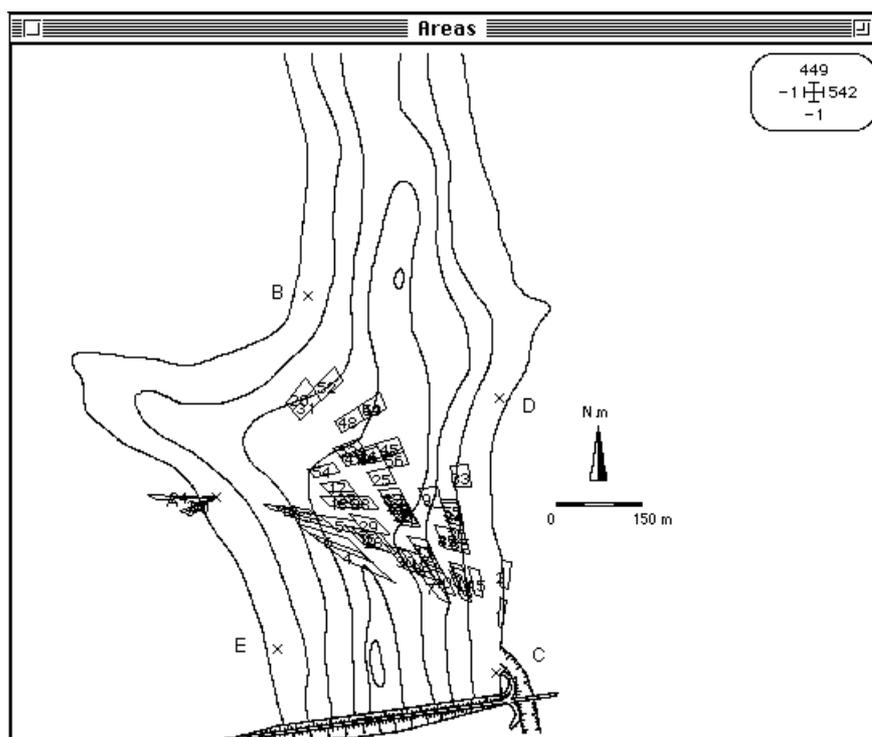
On peut représenter les polygones d'erreur associés aux observations en utilisant RadioTracking : Error-poly :



Il se crée un fichier 330_31/03_poly qui contient pour chaque observation les coordonnées des quatre sommets du polygone d'erreur.

Pour représenter les polygones d'erreur sur le fond de carte utiliser Areas : Areas over background :





L'aire du polygone d'erreur est une mesure de la précision de l'estimation du point (Springer, 1979). La représentation de ces polygones d'erreur permet donc de visualiser directement la précision de la mesure effectuée sur une localisation. On pourra ainsi supprimer des points pour lesquels on jugera l'estimation de leur localisation trop imprécise.

2.3 — Calcul des distances et des vitesses

La distance (d_i) et la vitesse (v_i) entre la localisation i (x_i, y_i) et la suivante (x_{i+1}, y_{i+1}) sont :

$$d_i = \sqrt{(x_{i+1} - x_i)^2 + (y_{i+1} - y_i)^2} \quad v_i = \frac{d_i}{t_{i+1} - t_i}$$

Pour calculer les distances et les vitesses entre deux points successifs, utiliser Radiotracking : Movement :



Il se crée un fichier binaire `330_31/03_move` qui contient les valeurs des distances (m) parcourues (colonne 1) et des vitesses moyennes (m/s, colonne 2) atteintes entre deux localisations successives :

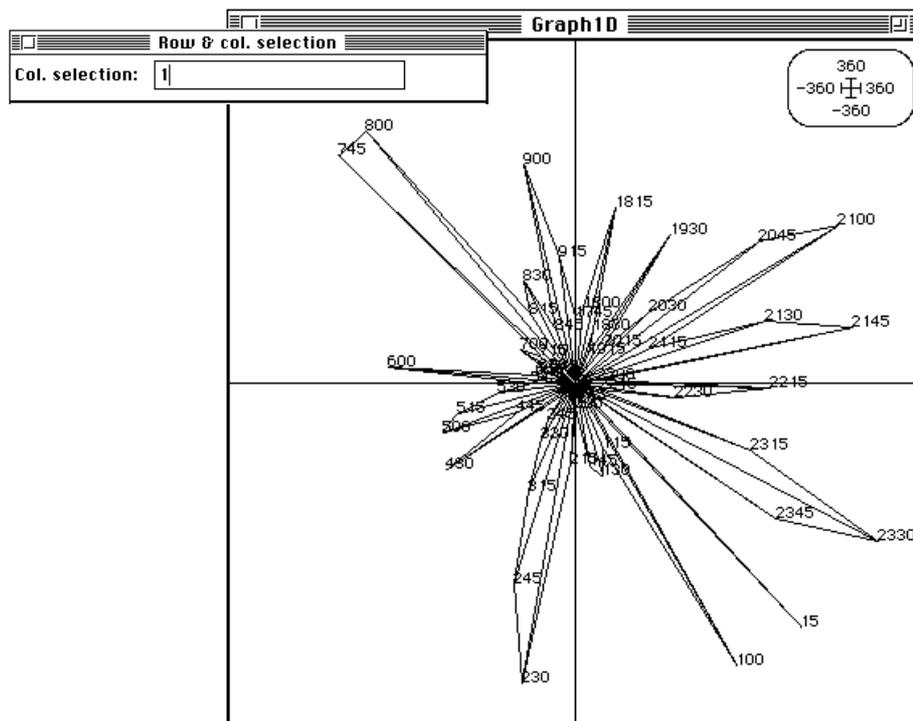
	1	2
1	66.9939	0.0744
2	77.8790	0.0865
3	187.6069	0.2085
4	57.6124	0.0640
5	33.0576	0.0122
6	184.8881	0.2054
7	47.8509	0.0177
8	107.5483	0.1195
9	242.3002	0.2692
10	320.3359	0.3559
11	85.1263	0.0946
12	208.9515	0.2322
13	294.1143	0.3268
14	24.4433	0.0272
15	203.3958	0.2260
16	105.8927	0.1177
17	26.7400	0.0297
18	196.7453	0.1093
19	357.3026	0.3970
20	254.2276	0.2825
21	6.6454	0.0074
22	348.3758	0.3871
23	24.1299	0.0134
24	340.6737	0.3789

S'il existe des séries temporelles, le programme ne calculera pas la vitesse atteinte par l'animal entre la dernière localisation de la série temporelle j et la première localisation de la série temporelle j+1. Il affichera alors la valeur -999 qui n'a bien sûr aucune signification.

De plus, sont créés 2 fichiers optionnels utiles pour des représentations graphiques dans le cas de suivi continu. Un fichier texte 330_31/03_time contient les heures t_{i+1} des enregistrements correspondant aux distances d_i . On utilise ce fichier label pour tracer la distribution des distances sur la période de suivi grâce à l'option Graph1D : Stars :

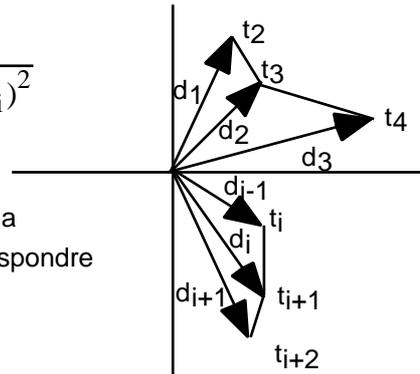
Stars			
Data file (no default)		330_31/03_move	55 2
Rows label file (or #)		330_31/03_time	

Sélectionner dans Windows : Row & col. selection la colonne 1 (distance) :



On obtient ainsi un graphique "en étoile" qu'on lit de la façon suivante :

$$d_i = \sqrt{(x_{i+1} - x_i)^2 + (y_{i+1} - y_i)^2}$$

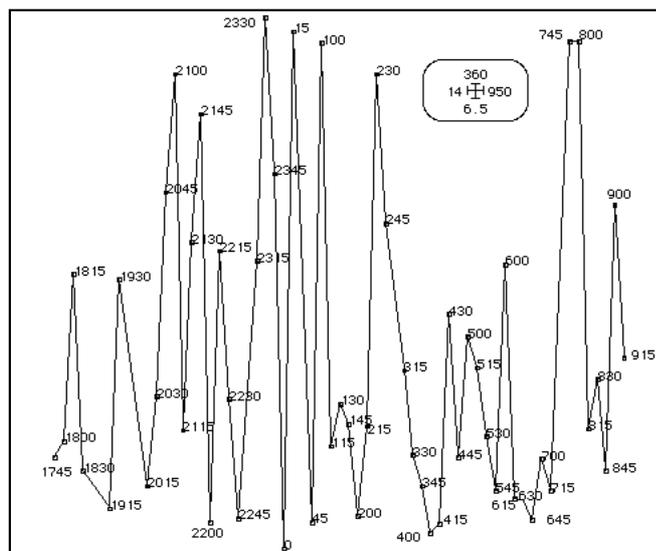


t_{i+1} : heure d'enregistrement de la localisation $i+1$ que l'on fait correspondre à d_i

On peut représenter la distribution des distances également de façon linéaire grâce à Curves : Lines, on utilise alors en plus le fichier binaire 330_31/03_cumult qui contient les valeurs cumulées des temps écoulés (en min) entre deux localisations successives:

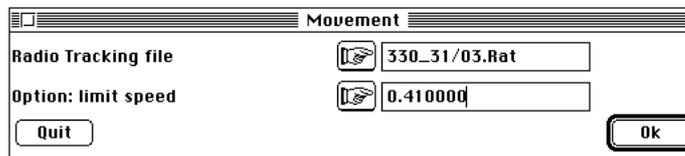
Lines			
X file (default = 1, 2, 3, ..., n)	<input type="button" value="..."/>	330_31/03_cumult	55 1
X file column number (default = 1)	<input type="button" value="..."/>		
Y file (no default)	<input type="button" value="..."/>	330_31/03_move	55 2
Cumulated data (1=yes, 2=no)	<input type="button" value="..."/>		
Variable label file (or #)	<input type="button" value="..."/>		
Draw curves (1=yes, 2=no)	<input type="button" value="..."/>		
Draw points (1=yes, 2=no)	<input type="button" value="..."/>		
Row label file (or #)	<input type="button" value="..."/>	330_31/03_time	

En sélectionnant toujours la colonne 1, on obtient un graphique sur lequel figurent en ordonnées les distances d_i entre les localisations i et $i+1$ et en abscisse le temps écoulé entre ces localisations $(t_{i+1}-t_i)$, $((t_{i+1}-t_i) + (t_{i+2}-t_{i+1}))...$ (fichier _cumult).



Sur un suivi de 24 heures, ces représentations permettent de distinguer des périodes de forte ou de faible activité. Ici, il n'apparaît pas clairement de modèles d'activités. Mais rappelons cependant qu'il s'agit de poissons issus de bassins d'élevage qui ont été relâchés après marquage dans le lac. On peut penser qu'ils ont alors plus un comportement aléatoire correspondant à une prospection de ce milieu qui leur était jusqu'alors inconnu. Il est en tout cas délicat de porter des conclusions à ce sujet concernant les poissons étudiés ici.

Les valeurs de distance et de vitesse peuvent être utilisées pour détecter des localisations erronées. Les vitesses entre les localisations successives peuvent être vérifiées par rapport à une valeur raisonnable connue en général pour l'animal étudié. Ici, d'après les données de la littérature (Videler J.J., 1984), la vitesse maximale atteinte par le *Tilapia Oreochromis niloticus* est 0.41 m/s. Dans l'option Radiotracking : Movement il est possible de rentrer cette valeur. Si v_i est supérieure à 0.41, le point (x_{i+1}, y_{i+1}) est détecté comme aberrant. Le programme édite le nombre de points aberrants et, s'il en existe, crée un fichier `_out` donnant les numéros d'enregistrement de ces points.



```

*-----*
| ADE-4 * Metrowerks CodeWarrior C * CNRS-Lyon1 * JT & DC |
| RadioTracking: Movement                               11/07/96 17/17 |
*-----*
Binary file 330_31/03_move contains the values of distance(m) and speed
(m/s) between the successive localisations of one temporal set.
It has 55 rows and 2 columns.
File 330_31/03_time is an option text label file with hour of recordings
corresponding to distances.

There is 0 outlier.

```

Pour l'exemple présenté ici, il n'existe pas de point aberrant si on se réfère à ce critère de vitesse maximale raisonnable. Il n'y a donc pas de fichier `330_31/03_out` créé. Dans tous les cas, il est laissé à l'utilisateur le choix de supprimer ou pas ces valeurs détectées comme aberrantes. S'il choisit de le faire (ou de supprimer tout autre point qu'il jugera comme incorrect), **il doit reprendre le fichier de données initial.**

3 — Utilisation de logiciels extérieurs

Il existe sur le réseau Internet des logiciels disponibles gratuitement pour l'analyse des données de radiotracking et le calcul des domaines vitaux. Pour Macintosh, nous nous sommes intéressés ici à deux logiciels :

- WILDTRAK créé par Ian Todd. On peut récupérer une version de démonstration permettant d'analyser des fichiers de 100 localisations à l'adresse suivante : <http://www.uni-sb.de/philfak/fb6/fr66/tpw/telem/software/wildtrak.htm> où on télécharge le logiciel. Cette version de démonstration est incomplète par rapport à la version commercialisable mais elle permet cependant d'effectuer un certain nombre d'analyses,

- ANTELOPE (version 1.3) créé par J. Bradbury et S. Vehrencamp. Chacune des versions adaptées aux différents modèles de Macintosh sont téléchargeables à l'adresse suivante : <http://www-biology.ucsd.edu/research/vehrenbury/programs.html>.

Nous développerons ici essentiellement les aspects analyses de domaines vitaux développés par ces logiciels.

3.1 — Analyse du domaine vital ou de l'aire d'activités journalières

3.1.1 — Définitions

L'aire d'activités journalières est la zone dans laquelle l'animal développe ses activités journalières (Baras, 1992). Le domaine vital est généralement défini comme l'aire occupée par un animal y développant ses activités normales, quelles qu'elles soient (Burt, 1943). D'un point de vue statistique, le concept de domaine vital a été formalisé selon un modèle probabiliste qui suppose qu'un individu utilise un domaine pendant une période donnée. Cette utilisation peut être décrite par une fonction de densité de probabilité bivariée $f(x,y)$ appelée **distribution d'utilisation** qui donne la probabilité de trouver un animal en une localisation particulière sur un plan (Calhoun et Casby, 1958). Le domaine vital estimé est calculé en traçant des contours d'égales valeurs autour de la distribution d'utilisation. Il est décrit par le contour tel que le volume sous la distribution et à l'intérieur du contour représente un certain pourcentage (par exemple 95 %) du volume total sous la distribution (Van Winckle, 1975 ; Anderson, 1982). Il est également possible de définir ainsi une aire d'activités journalières.

3.1.2 — Méthodes d'estimation du domaine vital ou de l'aire d'activités journalières

Il existe beaucoup de méthodes pour mesurer les aires des domaines vitaux qui peuvent d'ailleurs donner des valeurs significativement différentes pour des données identiques (Jenrich et Turner, 1969). Ces méthodes ont été décrites avec leurs avantages et leurs inconvénients dans le rapport bibliographique (Blanc, 1996). Nous nous limiterons ici à une présentation succincte de celles que nous emploierons par la suite.

- **Méthode du polygone convexe minimum** (Mohr, 1947) : c'est la méthode la plus ancienne, la plus simple et la plus fréquemment utilisée pour délimiter le domaine vital. Elle consiste à relier les localisations les plus externes de manière à construire le plus petit polygone convexe englobant toutes les autres localisations. L'aire de ce polygone minimum donne une estimation du domaine vital associé.

- **Méthodes des grilles** : ces méthodes impliquent l'utilisation de grilles à mailles carrées (Siniff et Tester, 1965). Il s'agit d'une méthode dans laquelle la zone d'étude est divisée en carrés dont la surface ne peut être inférieure à la précision du mode de localisation, et donc à la taille du polygone d'erreur de la localisation. L'utilisation de l'espace est alors modélisée en sommant le nombre de localisations par carré, permettant la construction d'une matrice de données. La fonction de densité générée par cette matrice de données correspond à la fonction de distribution d'utilisation (Jenrich et Turner, 1969). La méthode des grilles définit le domaine vital de l'animal en sommant la surface des carrés occupés par l'animal au cours de la période étudiée.

- **les modèles normaux bivariés elliptiques** : ces modèles supposent que la fonction f d'utilisation de distribution est une distribution paramétrique bivariée, normale circulaire ou elliptique (Calhoun et Casby, 1958 ; Jenrich et Turner, 1969), ou binormale (Don et Renolls, 1983). Le domaine vital est modélisé sous forme d'une ellipse dont les axes ont une longueur proportionnelle à un pourcentage de la variance de la distribution des coordonnées x et y (respectivement σ_x^2 , σ_y^2) de l'ensemble des localisations Z_1, Z_2, \dots, Z_n . Les moyennes des distributions des coordonnées x et y

constituent le centre de l'ellipse dont l'inclinaison est définie par le paramètre de covariance (cov12).

- **Méthodes non paramétriques** : elles ne font aucune hypothèse sur la forme de la distribution d'utilisation ;

- la méthode de la **moyenne harmonique** (Dixon et Chapman , 1980) détermine le ou les centres d'activité du domaine vital. La limite d'une aire d'utilisation du domaine vital à une certaine fréquence se fait en rejoignant tous les noeuds de la grille qui ont la moyenne harmonique correspondante. Les noeuds localisés au centre d'activité ont les plus petites moyennes harmoniques. Les isoplètes sont tracées et la plus externe donne une estimation du domaine vital.

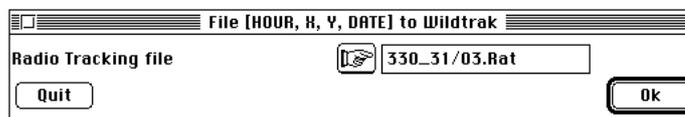
- la **méthode de Fourier** (Anderson, 1982) utilise une série de composantes sinus et cosinus pour lisser toutes les observations et forme une surface (distribution bivariable lissée) représentant l'utilisation de l'aire par l'animal.

3.1.3 — Applications

Sur les 15 poissons suivis tout au long de cette étude, nous en avons perdu deux complètement (210 et 410 de la deuxième série de suivi, c'est à dire les deux seuls poissons sauvages que nous avons pu marqués). De plus, sur les 3 jours de suivi de chaque série et pour chaque poisson, nous n'avons pas toujours obtenu suffisamment de localisations sur les 24 heures (moins de 5) pour calculer une aire d'activités journalières. Finalement, sur l'ensemble des données récoltées, nous ne pouvons calculer que 34 aires journalières au lieu de 45 (5 poissons * 3 jours * 3 séries). Pour cela, nous avons utilisé les deux logiciels ANTELOPE et WILDTRAK après avoir supprimé les localisations détectées comme aberrantes par le programme Radiotracking de ADE (cf II.3) et celles qui se trouvent hors de l'eau lorsqu'on les visualise sur le fond de carte (cf II.2). Nous présentons ici ces logiciels en prenant pour exemple d'illustration les données concernant le même poisson que précédemment, marqué à la fréquence 48,330 Mhz, suivi lors du premier cycle de la première série de mesures (du 31/03 au 01/04) et pour lequel nous n'avons supprimé que le point le plus extrême hors du lac (localisation n°30 : cf II.2).

3.2 — Utilisation du logiciel WILDTRAK

On commence par convertir le fichier de données au format adapté. Pour cela utiliser Radiotracking : File [HOUR, X, Y, DATE] to Wildtrak :



Il se crée un fichier 330_31/03_Wildtrak4 contenant 4 colonnes : les heures d'enregistrement, les coordonnées X et Y (en mètre) et les dates séparées par des virgules. Ce fichier est alors directement utilisable par le logiciel WILDTRAK. Dans le cas où les heures ou les dates d'enregistrement ne sont pas connues, utiliser Radiotracking : File [X, Y] to Wildtrak qui crée un fichier 330_31/03_Wildtrak2 qui ne contient que 2 colonnes : les coordonnées X et Y (en mètre) séparées par des virgules.

Une fois le logiciel lancé, la première option à utiliser est Track : Settings pour bien préciser le format du fichier et pour vérifier qu'il sera lu correctement. Si le fichier est de type ---_wildtrak4 (4 colonnes), on obtient :

Wildtrak Settings		Data file:
Number of columns:	<input type="text" value="4"/>	330_31/03_wild
Time column:	<input type="text" value="1"/>	4 columns
X co-ordinate column:	<input type="text" value="2"/>	Col. Data
Y co-ordinate column:	<input type="text" value="3"/>	1 1730
Activity column:	<input type="text" value="0"/>	2 833.079257
Date column:	<input type="text" value="4"/>	3 261.351118
Inactivity code:	<input type="text"/>	4 31/03/96

Sinon il est de type ---_Wildtrak2 et on rectifie alors :

Wildtrak Settings		Data file:
Number of columns:	<input type="text" value="2"/>	330_31/03_wild
Time column:	<input type="text" value="0"/>	2 columns
X co-ordinate column:	<input type="text" value="1"/>	Col. Data
Y co-ordinate column:	<input type="text" value="2"/>	1 833.079257
Activity column:	<input type="text" value="0"/>	2 261.351118
Date column:	<input type="text" value="0"/>	
Inactivity code:	<input type="text"/>	

- **Problème de l'indépendance des données** : WILDTRAK propose dans le menu Range une option autocorrelation... permettant de tester l'indépendance des données. Cette question est traitée en annexe 1 avec des résultats concernant ce problème.

- WILDTRAK calcule le domaine vital par trois méthodes : la méthode du **polygone convexe minimum**, la méthode du **polygone réduit** et la **méthode des grilles**.

Méthode des polygones : Pour utiliser l'analyse par les polygones cliquer sur Polygons... dans le menu Range où on choisit une des deux méthodes et où on rentre la valeur du temps d'indépendance :

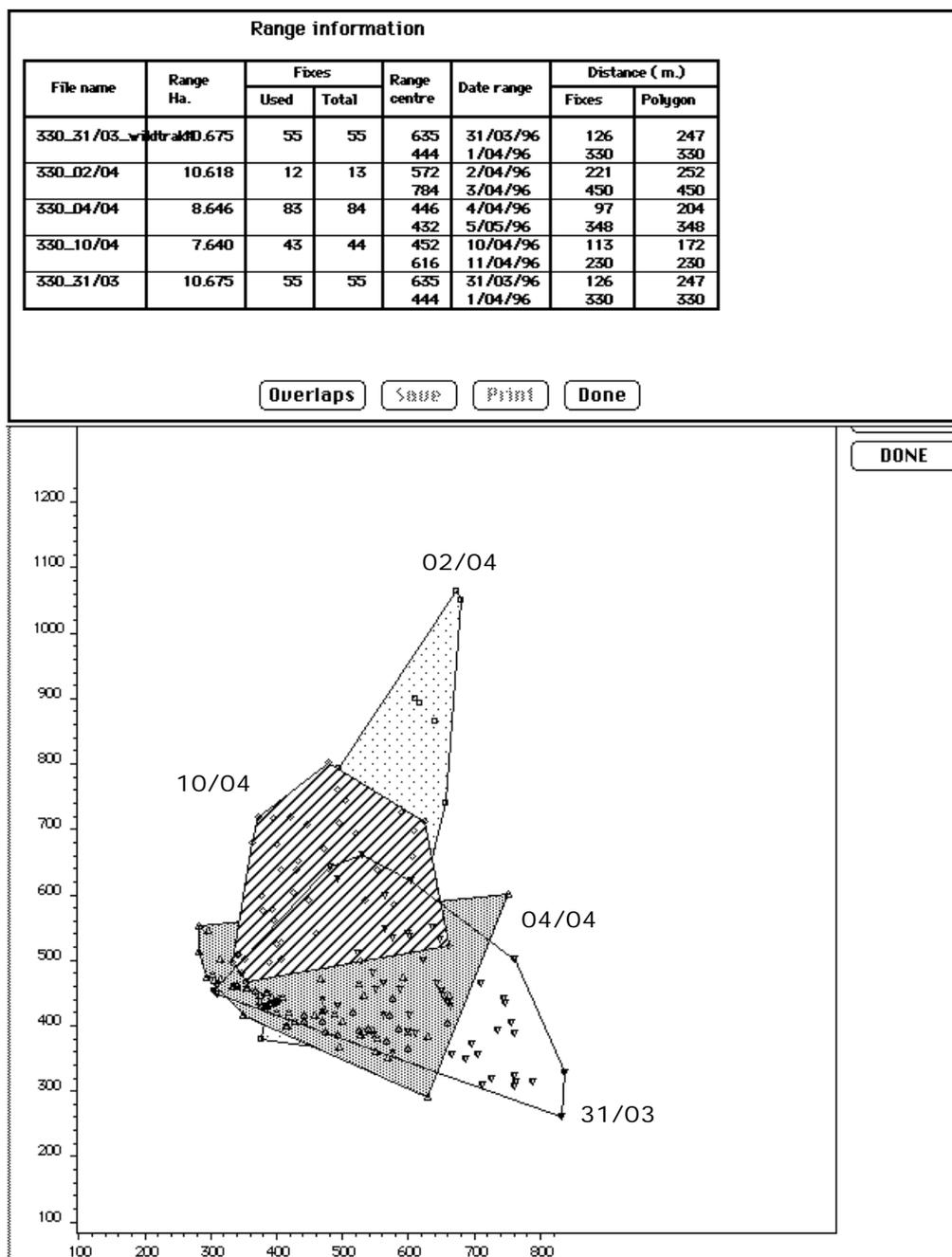
Range	Interaction	Limit by:	Polygon Options	
<input checked="" type="checkbox"/>		⌘P	Fix types -	<input type="radio"/> Active only <input type="radio"/> Inactive only <input checked="" type="radio"/> Both
<input type="checkbox"/>		⌘G	<input checked="" type="checkbox"/> Minimum Convex Polygon	<input type="text" value="15"/> mins. <input type="button" value="OK"/> <input type="button" value="Cancel"/>
<input type="checkbox"/>		⌘R	<input type="checkbox"/> Restricted Polygon	
<input type="checkbox"/>		⌘N		
<input type="checkbox"/>		⌘A		
<input type="checkbox"/>		⌘M		
<input type="checkbox"/>		⌘D		

On ouvre 330_31/03_Wildtrak4 dans le menu Range avec l'option Show range... :

Home range parameters for 330_31/03_wildtrak4	
MCP ANALYSIS	
Home Range =	10.6748 Ha.(using 55 of 55 fixes.)
<input type="button" value="Plot range"/>	<input type="button" value="Range vs. fixes"/>
<input type="button" value="Areas"/>	<input type="button" value="DONE"/>
<input type="button" value="Save current data..."/>	

En cliquant sur le bouton Plot range, on obtient la représentation de l'aire d'activité journalière. Une série de boutons permettent d'effectuer différentes options : on enregistre le graphique 330_31/03 grâce au bouton Save Plot (cf figure 5).

En utilisant le bouton Add Plot, on peut superposer d'autres représentations des aires journalières du poisson 330 à d'autres dates qu'on avait préalablement enregistrées :



Le bouton Overlaps de la fenêtre Range information permet de calculer les aires de recouvrement (intersection) des aires journalières superposées :

Range overlap areas				
File name1	File name2	Overlap area (Ha.)	% file 1	% file 2
330_31/03_	330_02/04	4.7871	44.8	45.1
330_31/03_	330_04/04	6.6959	62.7	77.4
330_31/03_	330_10/04	3.4724	32.5	45.4
330_02/04	330_04/04	4.0251	37.9	46.6
330_02/04	330_10/04	4.9958	47.0	65.4
330_04/04	330_10/04	2.5841	29.9	33.8

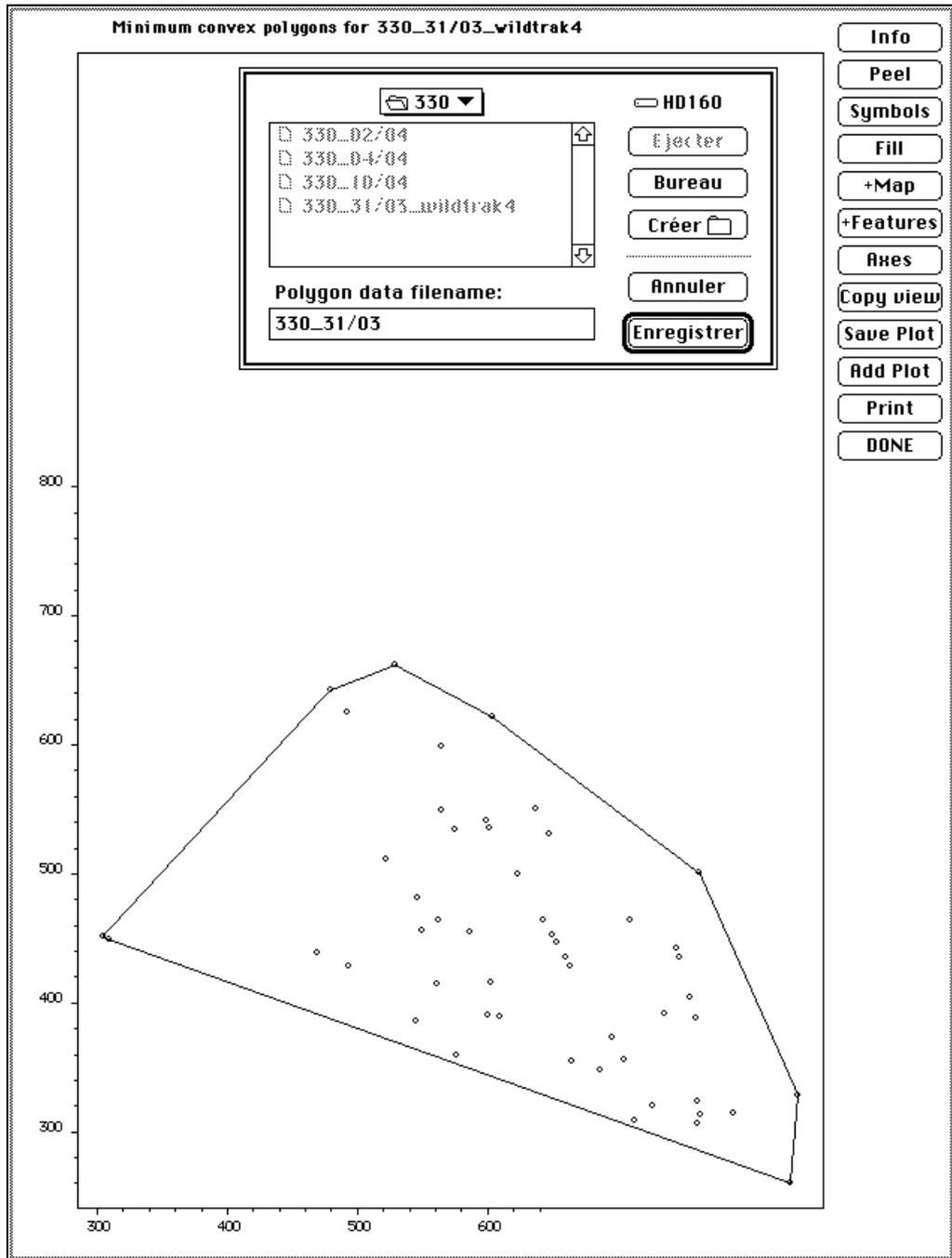


figure 5 : représentation de l'aire journalière (31/03-01/04) du poisson 330 par la méthode du polygone convexe minimum

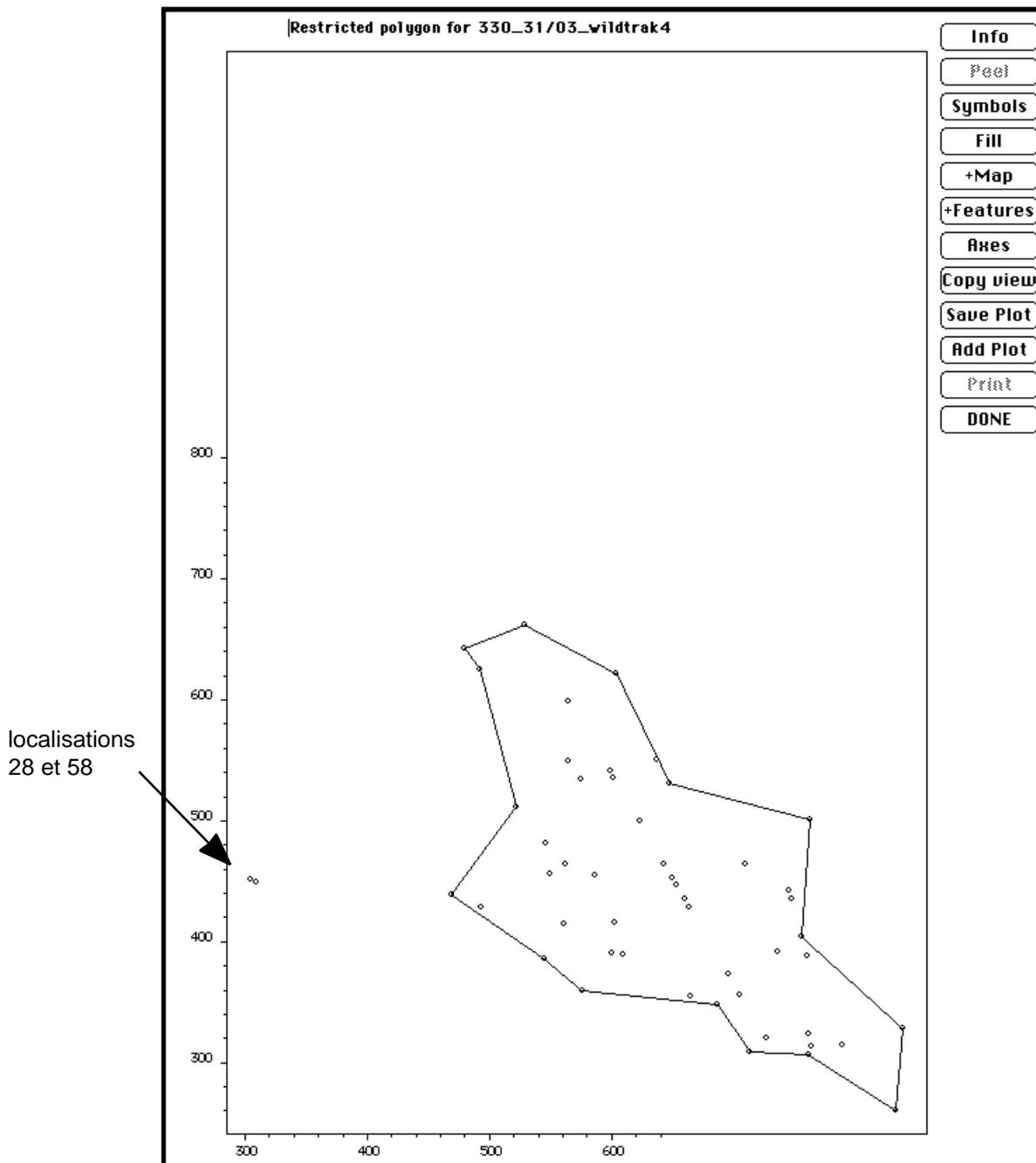
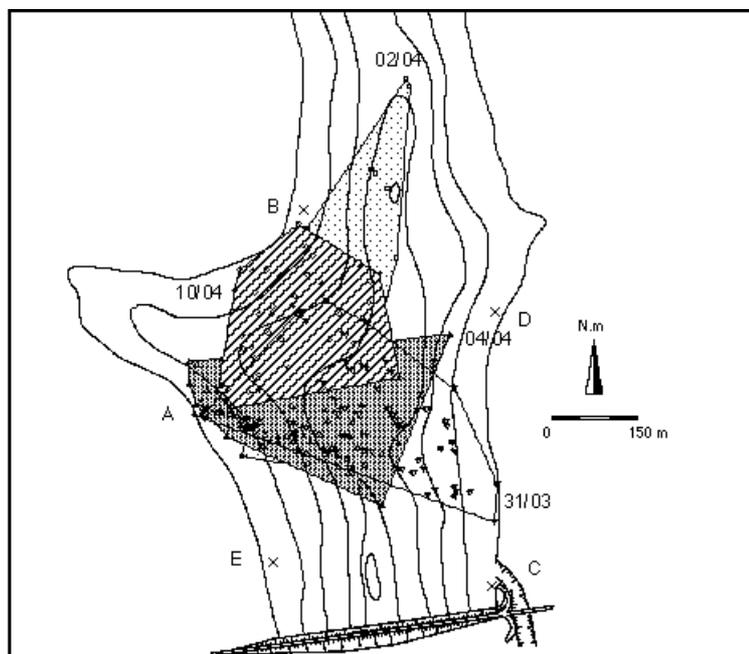
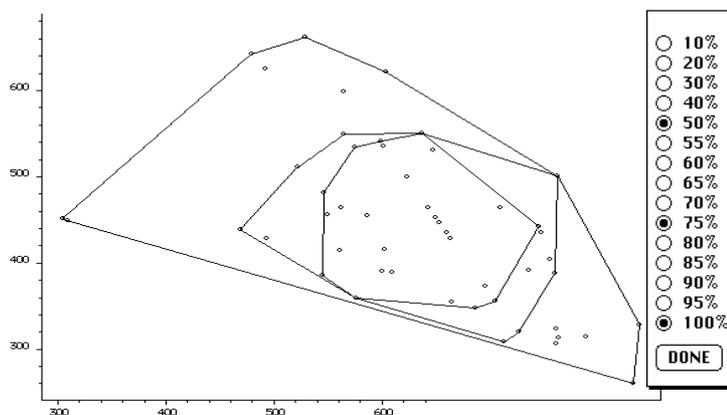


figure 6 : représentation de l'aire journalière (31/03-01/04) du poisson 330 par la méthode du polygone réduit.

Dans la version de démonstration, il n'est pas possible de superposer directement à la représentation de ces aires un fond de carte. On peut cependant copier cette dernière et la superposer à notre fond de carte enregistré dans un grapheur type Claris Draw :



Il est possible de représenter des aires correspondant à différents pourcentages d'occupation avec le bouton Peel (mais le logiciel ne calcule pas les valeurs de ces aires) :



Pour obtenir les polygones réduits, on choisit dans l'option Polygones... "Resticted Polygons" au lieu de "Minimum Convex Polygons" puis on procède de la même façon pour obtenir une représentation de l'aire journalière selon cette méthode (cf figure 6). Toutes les options décrites ci-dessus sont également valables.

La méthode du polygone réduit consiste à limiter la longueur de chaque côté du polygone à la distance moyenne de toutes les localisations au centre du domaine vital ce qui a pour effet d'exclure les points extrêmes. En effet, l'inconvénient majeur de la méthode du polygone convexe minimum est que les localisations extrêmes ont une influence prépondérante. De ce fait, dans l'estimation de la taille du domaine vital, peuvent être incluses des portions que l'animal n'utilise pas. Cependant, tout au moins

sur un cycle de 24 heures, il convient de s'interroger sur la signification de ces localisations extrêmes pouvant correspondre à des phénomènes temporaires (exploration d'un site par l'animal) et même si elles ne sont pas liées à une exploitation effective de l'espace il n'y a pas toujours lieu de les exclure de l'aire d'activités journalières (Baras, 1992). Nous avons ainsi choisi de conserver les localisations 28 et 58 pour traiter notre exemple (cf II.2, représentation sur fond de carte). Ces dernières ne sont d'ailleurs pas prises en compte dans l'estimation par la méthode du polygone réduit (cf figure 6).

Méthode des grilles : pour utiliser cette analyse cliquer sur Grid Cells... dans le menu Range :

Il est demandé de rentrer la taille de la maille désirée pour l'analyse et comme précédemment le temps minimum d'indépendance.

La méthode des grilles a certains défauts :

- elle est influencée par le nombre de carrés vides supposés faire partie du domaine. Ainsi, les carrés situés le long d'un trajet probable sont pris en compte intégralement dans le calcul de la surface (Winter, 1977) bien qu'ils soient vides. Voigt et Tinline (1980) ont proposé d'affecter à ces carrés un certain poids selon que leur voisin contient ou pas une localisation. L'option "Peripheral influence cells" applique cette proposition en donnant un poids de 1/8 aux cellules entourant celle qui contient une localisation sur le principe de la règle du "déplacement de la reine" du jeu d'échecs. L'option "Trimming" permet de diminuer l'influence des cellules périphériques qui ont comme voisines des cellules vides,

- elle est très sensible à la taille de la maille choisie, on obtient ainsi sur notre exemple :

<u>taille maille (m)</u>	10	30	40	50	60
<u>aire calculée (ha)</u>	0.7	7.2	9	10.8	12.6

Nous avons choisi une maille de 50 m pour traiter l'ensemble de nos données. Ce choix étant relativement arbitraire, les aires calculées par cette méthode sont discutables.

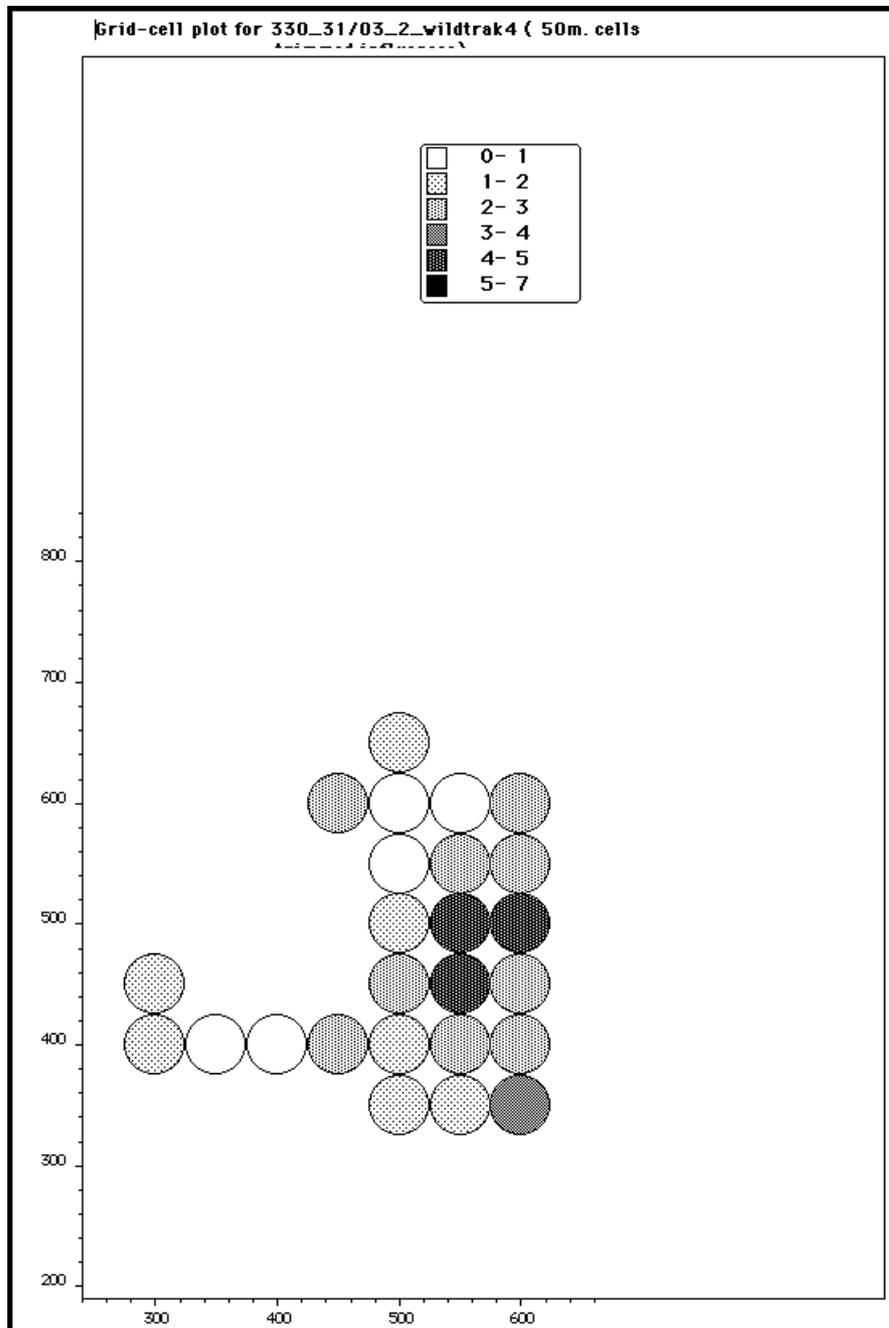
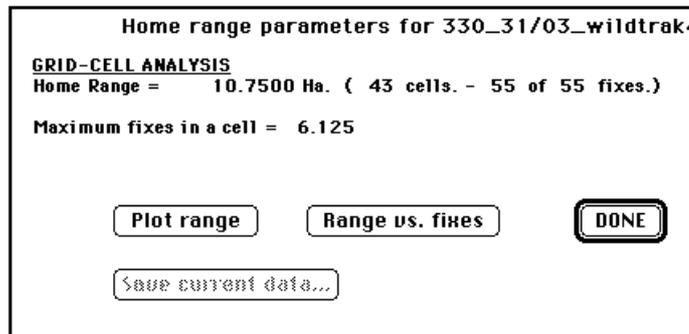


figure 7 : représentation de l'aire journalière (31/03-01/04) du poisson 330 par la méthode des grilles.

A cause de ces inconvénients, cette méthode n'est pas conseillée pour le calcul des surfaces des aires utilisées (Harris *et al.*, 1990) mais elle permet d'avoir une représentation de l'intensité d'utilisation de l'aire occupée par l'animal.

Avec l'option Show range... appliquée au fichier 330_31/03_Wildtrak4, on obtient donc :

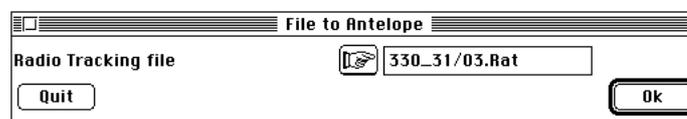


avec le nombre de cellules calculées et le maximum de localisations par cellule. La représentation de l'aire d'activités (par le bouton Plot range) met bien en évidence l'intensité d'occupation des cellules (cf figure 7).

3.3 — Utilisation du logiciel ANTELOPE

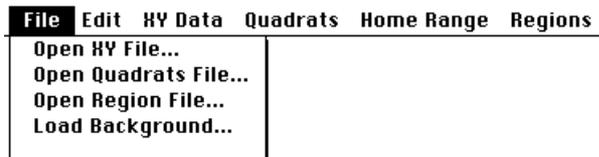
A partir de fichiers textes contenant des coordonnées XY le logiciel Antelope développe un certain nombre d'analyses statistiques des données spatiales utilisées dans le domaine de l'écologie ou dans celui des études comportementales : superposition d'une grille à la distribution XY et calcul de différents indices, comparaison des distributions obtenues à la distribution de Poisson et à la Binomiale négative, calcul de l'indice de Moran, Corrélogramme, ANOVA de Greig-Smith, analyse fractale à 2 dimensions, tessellations de Dirichlet ou de Delaunay... Dans le cadre de ce rapport, nous nous limiterons aux analyses de domaine vital proposées par ce logiciel.

Ici aussi, on commence par convertir le fichier de données au format adapté. Pour cela utiliser Radiotracking : File to Antelope :



Il se crée un fichier texte 330_31/03_Antelope contenant les coordonnées X (colonne 1) et Y (colonne 2) séparées par des tabulations.

Dans la barre de menus, choisir File et l'option Open XY File... pour choisir le fichier de données 330_31/03_antelope :

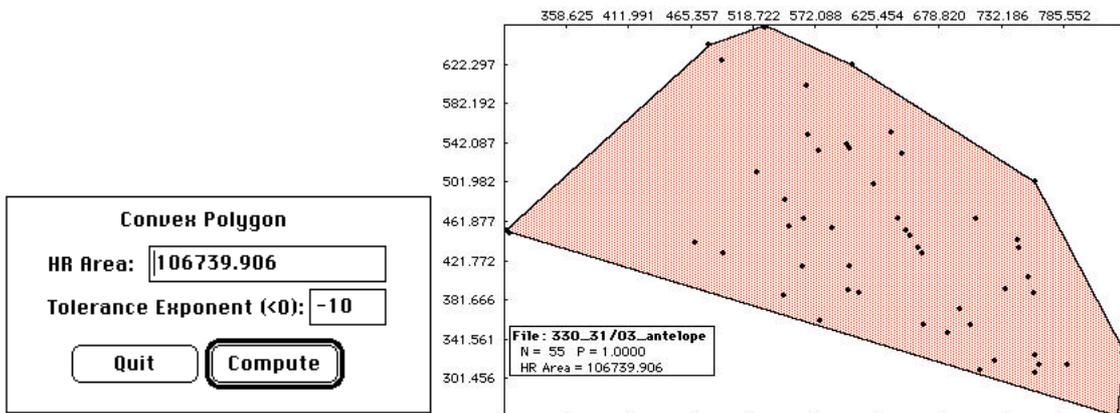


Le menu Home Range propose le calcul du domaine vital par 4 méthodes : polygone convexe minimum, modèle normal bivarié elliptique, méthode de Fourier et méthode de la moyenne harmonique. Les résultats sont donnés dans la même unité que les X et Y.

Pour les deux dernières méthodes non paramétriques, le logiciel prend une grille de 32 * 32 = 1024 rectangles quelque soit l'étendue couverte par les localisations. Il ne laisse pas à l'utilisateur le choix de la taille des cellules.

On peut représenter les aires en utilisant Show Home Range... du même menu Home Range.

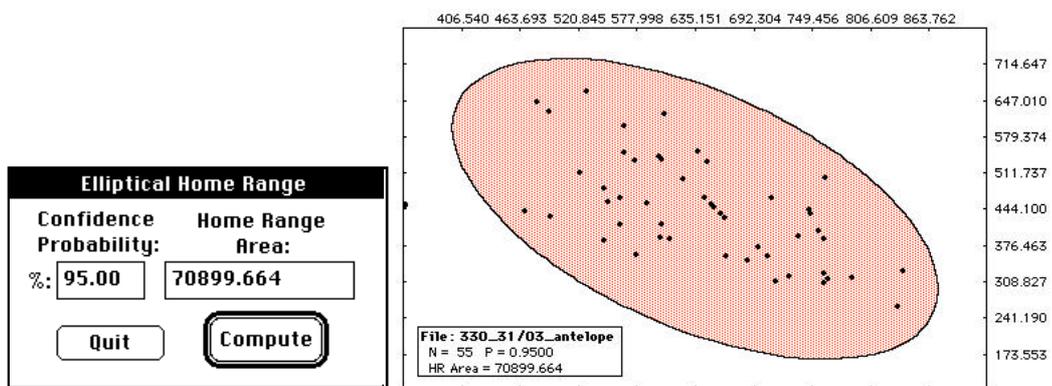
Méthode du polygone :



Une option "Tolerance Exponent" laisse choisir à l'utilisateur une distance minimum entre les points à considérer pour le calcul.

On note ici l'identité du résultat obtenu par ce logiciel avec le logiciel WILDTRAK.

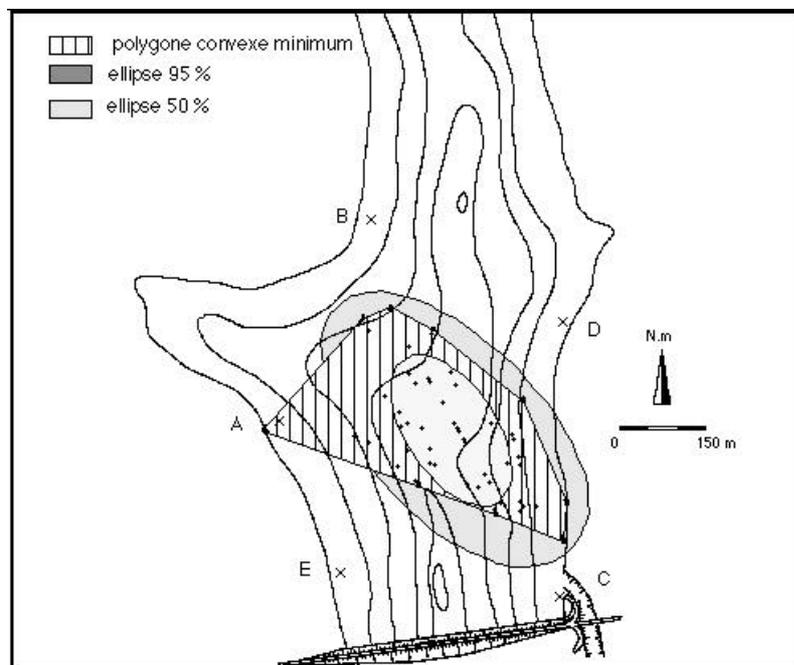
Modèle normal bivarié elliptique :



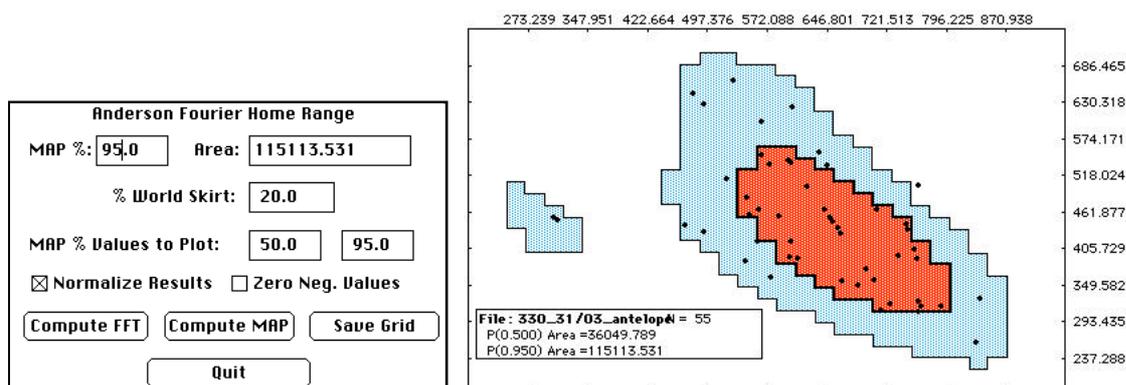
On peut choisir un niveau de confiance de probabilité (95%, 70%...) qui définit en fait l'orientation et la taille des axes de l'ellipse. Ce modèle est une méthode statistique, plus les sites centraux seront fréquentés par rapport aux périphériques, plus l'ellipse sera petite.

Le problème majeur de cette méthode est qu'elle suppose que la fonction d'utilisation de distribution est binormale, ce qui est loin de refléter la réalité, tout au moins en ce qui concerne les poissons étudiés ici (cf annexe 2). La valeur de l'aire ainsi estimée est donc discutable. Cependant, à la différence de beaucoup d'autres méthodes, l'influence des localisations extrêmes est minimisée (l'ellipse ne les recouvre pas). De plus, en choisissant un niveau de probabilité inférieur, par exemple 50%, on obtient une ellipse plus réduite représentant l'occupation de l'aire journalière à 50% qu'il est intéressant de comparer à l'ellipse à 95%.

On peut copier ces représentations et, en tenant compte de l'échelle, on peut les superposer à notre fond de carte avec les localisations en utilisant un grapheur type ClarisDraw :

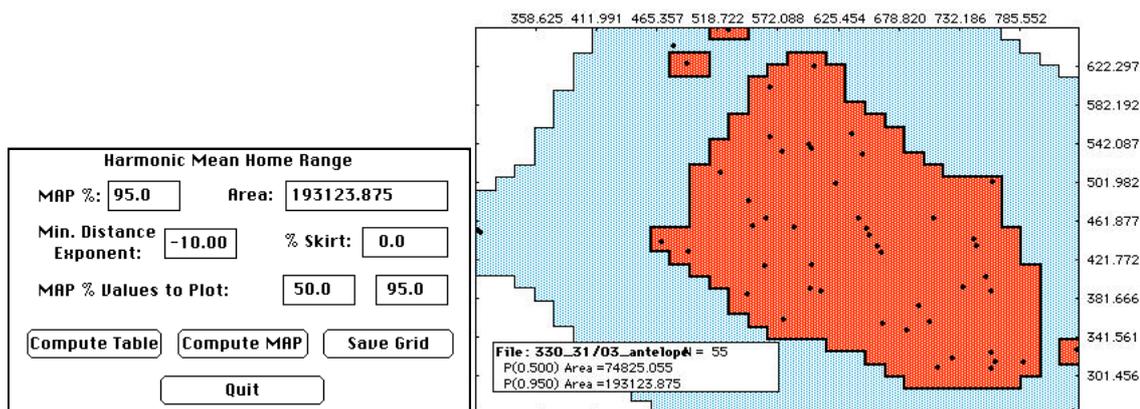


Méthode de fourier :



Le bouton "Compute FFT" calcule la surface de l'aire à un niveau de probabilité de 95 %. Une fois le calcul effectué, on peut obtenir les aires à divers pourcentages en cliquant sur "Compute MAP". Sont représentées les aires à 95 % et à 50%. L'inconvénient de cette méthode est qu'au niveau des bordures du domaine l'estimation ne se fait pas bien s'il y a peu de données (White et Garrott, 1990). Aussi, Anderson (1982) suggère de l'utiliser préférentiellement pour obtenir des estimations à des niveaux de probabilité inférieurs (50 %).

Méthode de la moyenne harmonique :



Comme pour la méthode de Fourier, le bouton "Compute Table" calcule la surface de l'aire à 95 %. Une fois le calcul effectué, on peut obtenir les aires à divers pourcentages en cliquant sur "Compute MAP". Sont représentées les aires à 95 % et à 50%.

La méthode de la moyenne harmonique est très influencée par la présence de points regroupés en périphérie du domaine (Harris *et al.*, 1990) si bien que des aires relativement importantes non visitées par l'animal sont incluses dans le total, ce qui entraîne une sur estimation de l'aire. Ceci apparaît clairement sur cette représentation. En examinant l'ensemble de nos résultats, cette méthode donne ainsi 30 fois sur 34 une valeur d'aire plus importante que les autres (de 1.2 à 2.5 fois plus).

3.4 — Discussion

Pour le poisson 330 , les tailles de l'aire journalière pour le suivi du 31/03 au 01/04 sont donc les suivantes :

méthode	polygone	polygone réduit	grilles	elliptique	Fourier	moyenne harmonique
aire (ha)	10.7	6.5	10.8	7.1	11.5	19.3

Au vu de ce tableau, il semble que la surface estimée varie d'une méthode à l'autre.

Les valeurs des aires calculées par les différentes méthodes et pour tous les poissons suivis se trouvent en annexes 3 et 4.

Un fichier quantitatif **aire.txt** donne un fichier binaire **aire** contenant les valeurs des 34 aires calculées par les 6 méthodes (204 lignes, 1 colonne) et un fichier qualitatif

methodes.txt donne un fichier binaire methodes contenant les numéros de modalités (de 1 à 6 pour les 6 méthodes). On lit ce dernier avec l'option CategVar->readCategFile de la pile ADE-4 :



On effectue alors une analyse de variance à un facteur pour vérifier que les valeurs des aires sont significativement différentes selon la méthode employée. On utilise Discrimin->Anova1-FF :



variable 1 from aires versus variable 1 from methodes

Source	SS	d. f.	MS	F	Probab
Between	3194	5	638.8	13.26	.01
Within	9540	198	48.18		
Total	1.273E+04	203			

Le résultat est significatif : **les valeurs des aires sont significativement différentes selon la méthode utilisée.**

Nous discuterons ici de la validité de l'ensemble des résultats obtenus par ces méthodes qui, en plus de leurs conditions particulières d'utilisation, sont sensibles à un certain nombre de facteurs communs.

Ainsi, **la taille de l'échantillon** considéré influence plus ou moins fortement la valeur estimée. Dans notre étude, pour certains poissons et certains jours (6 sur 34), le nombre de localisations identifiées est inférieur à 15 (cf tableau annexe 1). Ce nombre est insuffisant pour obtenir une valeur d'aire journalière rigoureusement valable avec la plupart des méthodes utilisées ici : méthodes de Fourier, de la moyenne harmonique, des grilles et du polygone dans la mesure où celle-ci est fortement corrélée avec le nombre d'observations et ce, d'autant plus que la taille de l'échantillon est réduite (Worton, 1987 ; Kenward, 1992). De plus, l'influence du nombre d'observations considéré rend statistiquement délicate la comparaison des tailles des aires estimées entre les individus.

L'hypothèse d'**indépendance des observations**, nécessaire à la plupart des méthodes, pose aussi un problème lors des estimations d'aires. Elle est en pratique rarement validée (cf annexe 1). De ce fait, les résultats obtenus sont plus ou moins influencés selon le degré d'autocorrélation des données. Swihart et Slade (1985a) estiment que dans le cas où l'indépendance n'est pas respectée, les méthodes non statistiques (comme le polygone) sont préférables.

Les localisations extrêmes augmentent de façon plus ou moins importante selon la méthode utilisée la taille de l'aire estimée. Au vu des représentations données par les logiciels, c'est bien le cas pour la méthode du polygone et celles non paramétriques (cf III.3).

Ainsi, comme nous l'avons noté lors du rapport bibliographique, aucune des méthodes ne s'avère parfaite dans la mesure où elles sont influencées par les facteurs précédemment cités et où les conditions d'application particulières à certaines d'entre elles ne sont pas toujours satisfaites par nos données. C'est pourquoi en hydrobiologie,

la méthode la plus utilisée est celle du polygone convexe car elle est considérée comme la plus applicable. Cependant, dans la mesure où des outils permettent de calculer rapidement et facilement des aires d'activités, il est préférable d'utiliser le maximum de méthodes puis de comparer les résultats obtenus et de faire son choix en conséquence (Harris *et al.*, 1990 ; Larkin et Halkin, 1994).

Conclusion et perspectives

Afin d'étudier les modalités d'utilisation de l'espace du poisson *Tilapia Oreochromis niloticus* dans des petits barrages africains, l'ORSTOM a choisi d'utiliser la technique de radiopistage. C'est sur les données recueillies par cette technique que nous avons testé le programme "Radiotracking" incorporé à cette occasion dans le logiciel ADE-4. D'un point de vue biologique, diverses analyses sont alors envisageables : une analyse d'habitat permettrait d'étudier par exemple de quelles façons le poisson occupe différentes zones de profondeur (correspondant à différents habitats), à partir des distributions de distances nous pourrions essayer de définir des modèles d'activités journalières ou bien encore examiner l'influence de la présence d'engins de pêche (mis le troisième jour de chaque série de suivi) sur les déplacements des individus.

Cependant, dans le cadre du présent rapport, nous avons opté pour une approche plus biométrique que biologique. En effet, les données récoltées par radiopistage permettent d'obtenir une série de localisations sous la forme de coordonnées XY à partir desquelles on peut estimer une aire d'utilisation journalière ou un domaine vital. Des représentations graphiques de ces localisations et des domaines vitaux estimés sont nécessaires et pour cela des logiciels sont indispensables. Le logiciel ADE-4, par sa malléabilité et sa convivialité, se prête parfaitement à l'incorporation d'un module d'analyse de ces données. Le module programmé ici ainsi que le présent rapport seront diffusés sur le réseau Internet avec l'intégralité du logiciel à l'adresse suivante : <http://biomserv.univ.lyon1.fr/ADE-4.html>.

Comme nous l'avons fait apparaître dans ce travail, les nombreux modules graphiques d'ADE-4 permettent d'effectuer facilement diverses représentations en utilisant ou pas un fond de carte. Par ailleurs, des fichiers créés par notre programme nous ont permis d'aller récupérer directement de l'information fournie par d'autres outils biométriques disponibles également sur le réseau. Nous avons donc utilisé deux logiciels fonctionnant sur Macintosh pour calculer par différentes méthodes les aires d'activités journalières des poissons étudiés :

- WILDTRAK créé par Ian Todd. Une version de démonstration permettant d'analyser des fichiers de 100 localisations est disponible à l'adresse suivante : <http://www.uni-sb.de/philfak/fb6/fr66/tpw/telem/software/wildtrak.htm> ,

- ANTELOPE (version 1.3) créé par J. Bradbury et S. Vehrencamp. Chacune des versions adaptées aux différents modèles de Macintosh sont téléchargeables à l'adresse suivante : <http://www-biology.ucsd.edu/research/vehrenbury/programs.html>

Ces méthodes, que nous avons commentées à l'occasion donnent des résultats significativement différents d'un point de vue statistique. En superposant les résultats graphiques fournies par ces outils à un fond de carte, nous avons pu obtenir des représentations variées des aires d'activités journalières. La figure 8 résume des particularités de chacun des logiciels étudiés ici (ADE_4, Antelope, Wildtrak).

En perspectives, en plus des aspects biologiques qui seraient à étudier avec des analyses diverses, nous pouvons envisager le développement d'une nouvelle stratégie en biométrie par l'intermédiaire du réseau Internet. Celui-ci, en mettant à la disposition des biologistes la connaissance scientifique et des utilitaires méthodologiques permet un dialogue entre biométriciens et biologistes. Dans ce contexte, il paraît peut être plus intéressant de développer des moyens de communications entre les différents outils diffusés pour une large communauté d'utilisateurs que d'élaborer des logiciels personnels dont l'accès restera limité. Ainsi, de la même façon que nous avons programmé des options qui créent des fichiers directement utilisables par les logiciels Wildtrak et Antelope, il serait possible de faire l'inverse en permettant par exemple à un utilisateur de Wildtrak d'aller dans ADE-4 représenter sur un fond de carte les polygones d'erreur correspondant aux estimations des localisations X et Y.

On trouve également sur le réseau Internet plusieurs logiciels concernant le traitement des données de radiopistage et qui fonctionnent sur PC. Ils sont accessibles facilement à l'adresse <http://www.uni-sb.de/philfak/fb6/fr66/tpw/telem/dataproc.htm>. Nous en citons ici quelques uns en se limitant à ceux qui traitent des méthodes d'analyses des domaines vitaux et qui sont disponibles gratuitement en intégralité : CALHOME (J. G. Kie), DIXON (K.R. Dixon), KERNELHR (E. Seaman), McPAAL (M. Stüwe), KERNEL PROGRAM (J. Tufto), HOMER (G.White). Pour les logiciels qui sont commercialisés, on trouve à cette adresse des versions de démonstration ou des informations les concernant. Le logiciel ADE-4 fonctionnant aussi sous Windows 95, nous pourrions, comme nous l'avons fait ici, programmer des options d'interface pour accéder directement à ces outils et utiliser ainsi d'autres méthodes d'analyses (par exemple la méthode des noyaux proposée par KERNELHR).

L'analyse des données de radiopistage et par suite des domaines vitaux ne constitue cependant qu'un domaine d'étude parmi d'autres en biologie. Pourtant, on trouve à ce sujet sur le réseau Internet de nombreuses références (77 pour le mot radiotracking et 261418 pour le mot tracking) et nous avons vu que de nombreux logiciels y étaient disponibles. Or, il est peu probable qu'il s'agisse d'un cas particulier et on peut se demander alors ce qu'il en est du développement des outils biométriques concernant d'autres problèmes abordés en écologie comme celui de l'analyse d'un tableau de données écologiques. En me situant plutôt du côté des biométriciens recherchant le dialogue avec des biologistes, l'approfondissement de cette question devrait faire partie de mes perspectives de travail.

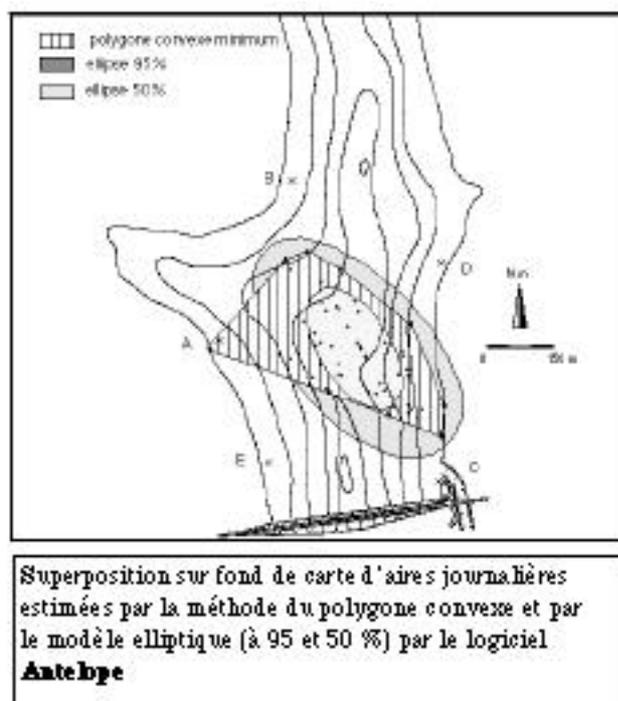
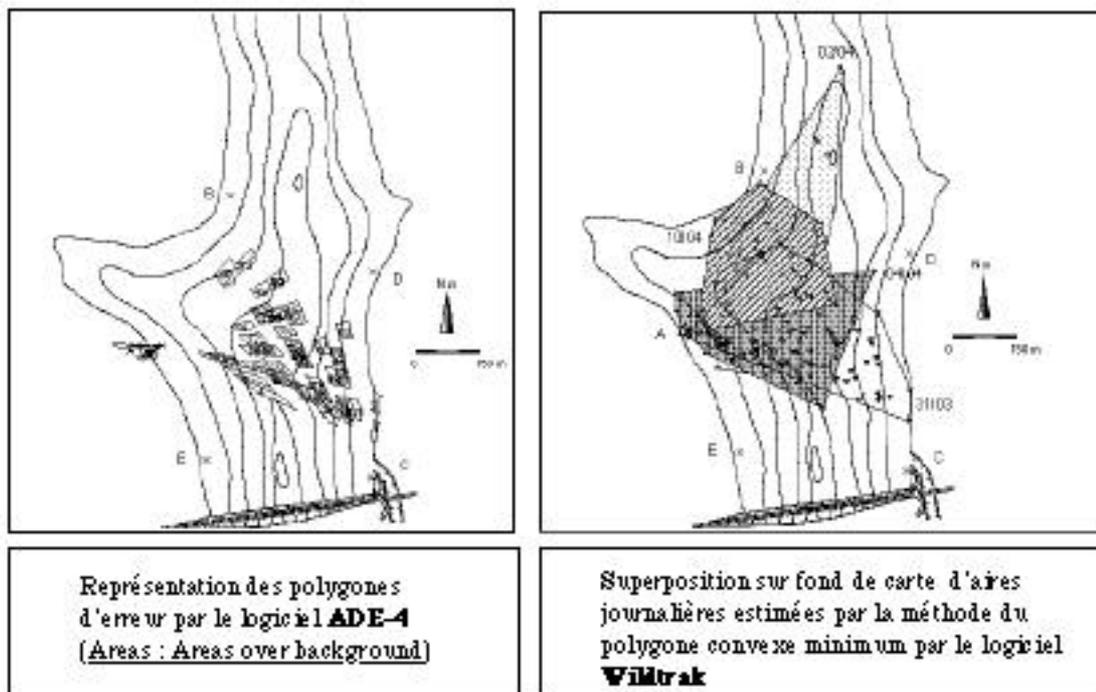


figure 8 : utilisation d'outils biométriques divers pour la représentation sur un fond de carte de l'estimation de l'occupation spatiale des individus.

Bibliographie

- ANDERSON, D.J. (1982) The home range : a new nonparametric estimation technique. *Ecology* : 63, 103-112.
- AVENARD, J.M., ELDIN, M., GIRARD, G., SIRCOULON, J., TOUCHEBOEUF, P., GUILLAUMET, J.L., ADJANOHOON, E. & PERRAUD, A. (1971) *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. Editions de l'ORSTOM. 1-XXX.
- BAIJOT, E., MOREAU, J. & BOUDA, S. (1994) *Aspects hydrobiologiques et piscicoles des retenues d'eau en zone soudano-sahélienne. Le cas du Burkina Faso*. C.I.P.-C.T.A., C.C.E., Bruxelles. 1-250.
- BARAS, E. (1992) *Contribution à l'étude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez un poisson téléostéen dulcicole, le barbeau fluviatile, Barbus barbus (L.). Etude par radio pistage, pêche à l'électricité et observation directe*. Thèse de doctorat en sciences. Université de Liège. 1-214.
- BLANC, L. (1996) *Analyse des données de radiopistage : objectifs et méthodes*. rapport de DEA. Analyse et Modelisation des Systèmes Biologiques. ESA C.N.R.S. 5023, Univ. C. Bernard LYON I. 1-31.
- BURT, W.H. (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* : 24, 346-352.
- CALHOUN, J.B. & CASBY, J.U. (1958) Calculation of home range and density of small mammals. *United States Public Health Monograph* : 55, 1-24.
- CRESSWELL, W.J. & SMITH, G.C. (1992) The effects of temporally autocorrelated data on methods of home range analysis. In : *wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals*. PRIEGE I.G. & SWIFT S.M. (EDS.) Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 272-284.
- DIXON, K.R. & CHAPMAN, J.A. (1980) Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* : 6, 1040-1044.
- DON, B.A.C. & RENOLLS, K. (1983) A home range model incorporating biological attraction points. *Journal of Animal Ecology* : 52, 69-81.
- GORMAN, M. (1993) Wildtrak. A suite of non-parametric home range analyses for the Macintosh computer. *Animal Behaviour*: 45, 1-253.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W.J., FORDE, F.G., TREWHELLA, W.J., WOOLLARD, T. & WRAY, S. (1990) Home range analysis using radio-tracking data. A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal revue* : 20, 97-123.
- HOCUTT, C.H. (1989) Seasonal and diel behaviour of radio-tagged *Claria gariepinus* in lake Ngezi, Zimbabwe (Pisces : Clariidae). *The Zoological Society of London* : 219, 181-199.
- JENRICH, R.I. & TURNER, F.B. (1969) Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* : 22, 227-237.

- KENWARD, R.E.** (1992) Quantity versus quality : programmed collection and analysis of radio-tracking data. *In : wildlife telemetry, remote monitoring and tracking of animals.* **PRIEGER I.G. & SWIFT S.M. (EDS.)** Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK. 231-246.
- LARKIN, R.P. & HALKIN, D.** (1994) A review of software packages for estimating animal home ranges. *Wildlife Society Bulletin : 22*, 274-287.
- MOHR, C.O.** (1947) Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist : 37*, 223-249.
- PAUGY, D.** (1979) *Les peuplements ichtyologiques des lacs de barrage de Côte d'Ivoire.* ORSTOM, Bouaké. miméo.
- PRIEGER, I.G.** (1980) An analysis of objectives in telemetry studies of fish in the natural environment. *In : A Handbook on biotelemetry and radiotracking.* **AMLANER, C.J. & MACDONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press. New-York. 105-117.
- SCHOENER, T.W.** (1981) An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology : 20*, 281-325.
- SINIFF, D.B. & TESTER, J.R.** (1965) Computer analysis of animal-movement data obtained by telemetry. *BioScience : 15*, 104-108.
- SPRINGER, J.T.** (1979) Some source of bias and sampling error in radio triangulation. *Journal of Wildlife Management : 43*, 926-935.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A.** (1985a) Influence of sampling interval on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management : 49*, 1019-1025.
- SWIHART, R.K. & SLADE, N.A.** (1985b) Testing for independence of observations in animals movements. *Ecology : 66*, 1176-1184.
- THIOULOUSE, J.** (1996) *Outils logiciels, méthodes statistiques et implications biologiques : une approche de la biométrie.* Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Laboratoire de Biométrie, Génétique et biologie des populations UMR C.N.R.S. 5558. Univ. C. Bernard LYON I. 1-81.
- TITO DE MORAIS, L.** (1995) *Comportement de Hoplias aimara à la mise en eau de la retenue.* Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final ORSTOM. convention EDF n°GP 7530. ORSTOM. 87-103.
- VAN WINKLE, W.** (1975) Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management : 39*, 118-123.
- VIDELER, J.J.** (1993) *Fish Swimming.* Chapman & Hall. London. 1-260.
- VOIGT, D.R. & TINLINE, R.R.** (1980) Strategies for analysing radio tracking data. *In : A Handbook on biotelemetry and radiotracking.* **AMLANER, C.J. & MACDONALD, D.W. (EDS.)** Pergamon press. New-York. 387-404.
- WHITE, G.C. & GARROT, R.A.** (1990) *Analysis of wildlife radio-tracking data.* Academic press, New-York. 1-383.
- WINTER, J.D.** (1977) Summer home range movements and habitat use by four largemouth bass in Mary Lake, Minnesota. *Transactions of the American Fisheries Society : 106*, 323-330.

WORTON, B.J. (1987) A review of home range for animal movement. *Ecological Modelling* : 38, 277-298.

Problème de l'indépendance des données

Théoriquement, l'intervalle de temps d'indépendance correspond au plus petit intervalle de temps qui assure l'hypothèse d'indépendance des observations (position de l'animal au temps t+1 n'est pas fonction de sa position au temps t). Swihart et Slade (1985a) ont montré par simulation qu'une série temporelle (x_t, y_t) peut être considérée comme composée d'observations indépendantes quand le rapport de Schoener (1981) correspondant t^2/r^2 est significativement plus grand que 2.

$$t^2 = \frac{1}{m} \frac{1}{(x_{t+1} - x_t)^2} + \frac{1}{m} \frac{1}{(y_{t+1} - y_t)^2}, r^2 = \frac{1}{n} \frac{1}{(x_t - \bar{x})^2} + \frac{1}{n} \frac{1}{(y_t - \bar{y})^2}$$

où n est le nombre d'observations, m le nombre de paires successives d'observations ($m = n-1$), t l'ordre des observations, x et y les moyennes arithmétiques de x_t et y_t .

“Le temps d'indépendance” entre deux points est défini comme le plus petit intervalle de temps correspondant à un rapport t^2/r^2 non significatif qui est suivi plus loin par deux intervalles successifs non significatifs. Wildtrak propose dans le menu Range une option autocorrelation... permettant de tester l'indépendance des données :

Autocorrelation Options

Minimum separation interval (mins.)

Maximum separation interval (mins.)

Increase in steps of (mins.)

Le logiciel calcule le rapport de Shoener pour chaque intervalle de temps et donne le temps minimum d'indépendance lorsque celui-ci est atteint :

Schoener's Indexes for 330_31/03_wildtrak4

Interval (mins.)	Schoener's Index	>=2
15	1.2489	
30	1.5189	
45	1.3179	
60	1.4223	
75	1.7795	
90	1.6825	
105	1.6170	
120	1.4489	
135	1.6593	
150	2.0380	*
165	1.8834	*
180	2.2217	*
195	2.0930	*
210	1.8687	*
225	1.9684	*
240	2.0985	*

← Min. Ind.

Pour calculer le domaine vital, il ne prendra donc en compte que les points espacés par ce temps. Or, en pratique et surtout dans le cas de suivi continu, il apparaît difficile d'obtenir un temps minimum d'indépendance (qui peut être très important) tout en gardant une taille d'échantillon correcte pour calculer la taille du domaine vital (Harris *et al.*, 1990 ; Cresswell et Smith, 1992). Ainsi, pour le poisson 330, si on respecte le temps d'indépendance qui est égale à 150 min, l'aire journalière sera calculée à partir de 7 localisations seulement (parmi les 55 mesurées au cours du suivi du 31/03/1996), ce

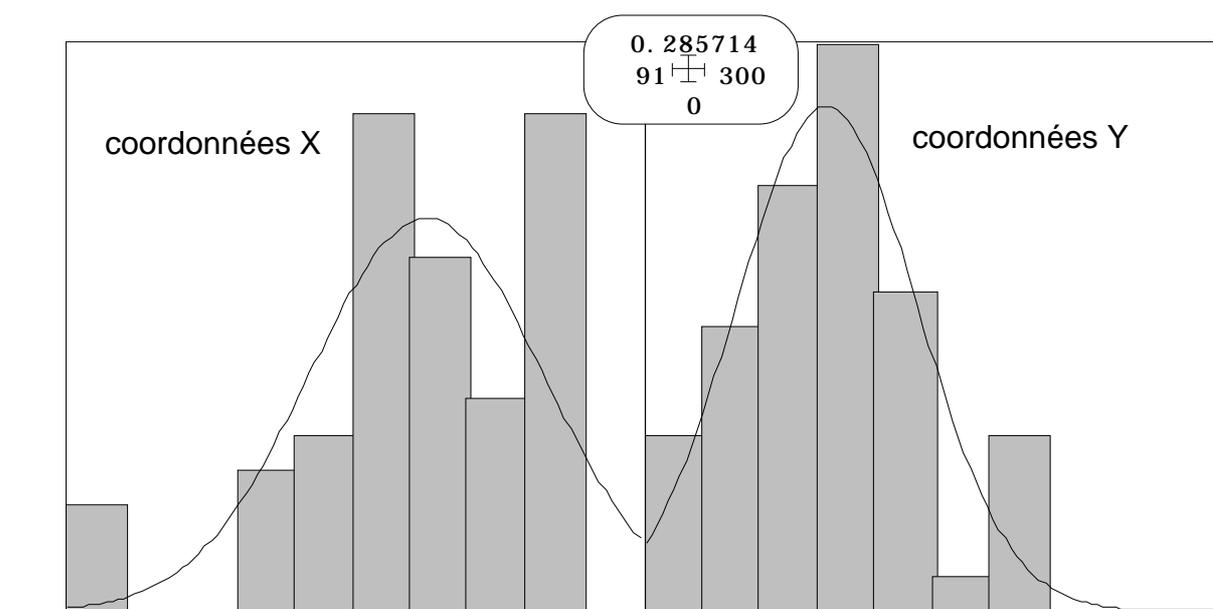
qui représente une valeur trop faible pour pouvoir estimer convenablement une aire d'utilisation à l'échelle de la journée. Pour traiter nos données nous avons donc fait le choix, afin que le maximum de points soient pris en compte dans l'estimation de l'aire d'activités journalières, de prendre comme temps d'indépendance notre intervalle d'échantillonnage qui est de 15 min sachant pertinemment qu'il n'est pas exact et que la taille du domaine vital ainsi calculée peut être sous-estimée (Swihart et Slade, 1985a, 1985b). Les résultats sur notre étude concernant ce problème figurent dans le tableau suivant :

Tableau donnant les aires des polygones calculées avec un temps d'intervalle égal à 15 min et avec un temps d'intervalle égal au temps minimum d'indépendance (*), le nombre de points pris en compte pour le calcul de l'aire du polygone en respectant le temps d'indépendance et le nombre total de localisations mesurées.

individu	aires du polygone (ha)	temps minimum d'indépendance (min)	nombre de points pris en compte pour le calcul	nombre total de localisations mesurées
270_31/03	4.9 - 1.3*	105	6	51
270_02/04	9 - 7.3*	105	4	12
270_04/04	5.7 - 2.1*	135	8	37
310_02/04	13.1 - 10.8*	30	18	31
330_31/03	10.7 - 6.3*	150	7	55
330_02/04	10.6 - 6.1*	45	6	13
330_04/04	8.7 - 0.4*	375	5	84
330_10/04	7.7 - 4.4*	150	8	44
350_31/03	8.6 - 8.6*	15	8	8
350_02/04	29.5 - 0.2*	390	4	37
350_04/04	5	non atteint		15
392_31/03	12.5 - 10.2*	135	8	32
392_02/04	5.5 - 4.4*	30	16	25
392_04/04	5.9 - 2.2*	45	17	31
230_10/04	16.5 - 2.3*	390	4	44
230_12/04	7.5 - 1.2*	255	5	67
250_10/04	12 - 5.8*	135	8	30
250_12/04	1.8 - 0.7*	90	7	24
250_14/04	26.8 - 11.4*	105	7	21

290_10/04	15.8 - 5.8*	180	8	48
290_12/04	11 - 3.8*	180	8	56
290_14/04	9.5 - 3.9*	195	7	51
130_19/05	5.8 - 2.1*	150	7	47
130_21/05	15.3 - 4.7*	135	4	18
130_23/05	10 - 9.8*	30	9	14
150_19/05	8.5 - 2*	225	7	67
150_21/05	13.9 - 5*	120	11	38
170_19/05	12.2 - 0*	435		53
170_21/05	12.3	non atteint		12
170_23/05	8.5 - 5*	90	11	30
190_19/05	18.4 - 6.3*	315	5	64
190_21/05	10.4 - 3.7*	270	7	67
190_23/05	13.8 - 10.5*	150	5	24
370_19/05	3.4 - 0.4*	135	4	23

Distribution des coordonnées X et Y correspondant aux 55 localisations identifiées pour le poisson 330 au cours du suivi du 31/03 au 01/04



Si la distribution de coordonnées Y peut paraître à peu près normale, on ne peut pas en dire autant pour celle des coordonnées X. Or, l'application des modèles normaux bivariés elliptiques repose sur l'hypothèse de binormalité. Elle est donc remise en question ici.

Sur l'ensemble des résultats acquis au cours de toute la manipulation, nous avons obtenu des représentations similaires, les distributions apparaissant rarement normales.

ANNEXE 3

Valeurs des aires journalières calculées (ha) par le logiciel Antelope

n est le nombre total de localisations obtenues sur la journée dont on dispose des coordonnées XY (dans fichier _Antelope).

	n°poisson_date	n	polygone convexe minimum	modèle bivarié elliptique (95%-50%)	méthode de Fourier (95%-50%)	méthode moyenne harmonique (95%-50%)
première série de suivi	270_31/03	51	13.9	8.6-3.9	8.1-1.5	25.6-8.6
	270_02/04	12	9	15.3-6.4	8-2.9	13.7-5.6
	270_04/04	37	5.7	4.1-1.8	4.9-1.4	14.2-5.2
	310_02/04	31	13.1	10.4-4.6	17.2-6.3	20.4-8.5
	330_31/03	55	10.7	7.1-3.2	11.5-3.6	19.3-7.5
	330_02/04	13	10.8	16.1-6.8	11.1-4.1	19.5-7.3
	330_04/04	84	8.7	3.4-1.6	3.9-1	13-4.5
	330_10/04	44	7.7	5.7-2.6	8.4-2.6	10.1-4.1
	350_31/03	8	8.7	19.4-7.9	2.4-0.8	21.8-7.1
	350_02/04	37	31.9	15-6.7	16.8-3.9	80-22.9
	350_04/04	15	5	6.1-2.6	9.4-3.7	9.7-4.2
	392_31/03	32	12.5	8.1-3.6	5.4-1.5	24.1-7.6
392_02/04	25	5.5	5.3-2.3	7.7-2.5	8.2-3.3	
392_04/04	31	5.8	3.9-1.7	5.1-1.3	8.4-3.1	
deuxième série de suivi	230_10/04	44	16.5	10-4.5	10.4-3.4	28-9.9
	230_12/04	67	7.5	3.9-2	6.7-1.9	14.2-5.5
	250_10/04	30	12	12.3-5.4	12.6-4.1	17.6-7
	250_12/04	24	1.8	1.7-0.8	1.5-0.4	3-1.2
	250_14/04	21	26.8	20.8-9	17.5-5.5	1

	290_10/04	48	15.8	9.2-4.2	10.6-2.6	24-9
	290_12/04	56	11	7.7-3.5	8.4-1.9	16.6-6.4
	290_14/04	51	9.5	5.6-2.5	5.9-1.7	15.2-5.8
troisième série de suivi	130_19/05	47	5.8	4.5-2	4.8-1.6	6.6-2.8
	130_21/05	18	15.2	18.7-8	9.6-2.6	25.6-10.2
	130_23/05	14	10	12.4-5.3	4.9-1.5	17.3-4.4
	150_19/05	67	8.5	5.1-2.3	5.9-1.8	16.1-5.7
	150_21/05	38	13.9	10.4-4.7	16.5-5.7	22.7-9.2
	170_19/05	53	12.2	10.2-4.6	11.8-3.3	20.4-7.8
	170_21/05	12	12.3	16.8-7.1	13.1-5.1	0.002
	170_23/05	30	8.5	6-2.6	9-2.8	11.9-4.6
	190_19/05	64	18.4	14.6-6.7	9.4-2.5	28-10.7
	190_21/05	67	10.4	8.3-3.8	7-2.2	14.5-6.4
	190_23/05	24	13.8	13.3-5.8	9.7-2.6	21.9-7.9
	370_19/05	23	3.4	3.5-1.5	3-1	7.6-2.8

Remarque : le poisson 330 est le seul que nous ayons retrouvé de la première série lors de la deuxième série. C'est pourquoi, pour ce poisson, 4 aires journalières ont pu être calculées.

Valeurs des aires journalières calculées (ha) par le logiciel Wildtrak

n est le nombre total de localisations obtenues sur la journée dont on dispose des coordonnées XY (dans fichiers _Wildtrak2 et _Wildtrak4).

	n°poisson_date	n	polygone convexe minimum	polygone réduit	méthode des grilles
première série de suivi	270_31/03	51	4.9	0.8	3.75
	270_02/04	12	9	0.01	2.5
	270_04/04	37	5.7	1.9	6.8
	310_02/04	31	13.1	7.7	10.5
	330_31/03	55	10.7	6.5	10.8
	330_02/04	13	10.6	1.8	2.25
	330_04/04	84	8.7	3.2	9
	330_10/04	44	7.7	5.2	9.8
	350_31/03	8	8.6	0.2	1.3
	350_02/04	37	29.5	7.1	11
	350_04/04	15	5	2.2	4.8
	392_31/03	32	12.5	0	7.5
392_02/04	25	5.5	3	6.5	
392_04/04	31	5.9	1.4	5.8	
deuxième série de suivi	230_10/04	44	16.5	4	8.25
	230_12/04	67	7.5	5	8.25
	250_10/04	30	12	9	11
	250_12/04	24	1.8	1.1	4.5
	250_14/04	21	26.8	3.9	6.3
	290_10/04	48	15.8	3.8	9.25

	290_12/04	56	11	8.9	12.75
	290_14/04	51	9.5	4.7	9
troisième série de suivi	130_19/05	47	5.8	4.2	7.25
	130_21/05	18	15.26	2.7	5.75
	130_23/05	14	10	0.8	2.75
	150_19/05	67	8.5	3.5	9.25
	150_21/05	38	13.9	8.2	12
	170_19/05	53	12.2	7.7	12.5
	170_21/05	12	12.3	2.1	4.25
	170_23/05	30	8.5	3	9
	190_19/05	64	18.4	8.1	15.5
	190_21/05	67	10.4	7.9	13.5
	190_23/05	24	13.8	2.4	6
	370_19/05	23	3.4	0.9	5

Remarque : le poisson 330 est le seul que nous ayons retrouvé de la première série lors de la deuxième série. C'est pourquoi, pour ce poisson, 4 aires journalières ont pu être calculées.