

# Cartographie des îlots herbacés par télédétection et évaluation de la connectivité floristique de la Seine-Saint-Denis

Gilles Plattner, Romain Lorrillière, Noëlie Maurel, Jawad Abdelkrim et Colin Fontaine

## Résumé

Dans le contexte de la mise en place de la trame verte dans le département de Seine-Saint-Denis, l'objectif de cette étude est de développer une méthodologie permettant d'estimer et cartographier la connectivité de ce territoire pour les espèces de plantes herbacées sauvages. L'originalité de notre approche réside dans l'utilisation de méthodes de télédétection couplées à un modèle de dispersion pour cartographier les îlots herbacés peu ou pas gérés. Cela permet ensuite d'estimer à quel point le paysage de Seine-Saint-Denis facilite ou empêche la dispersion des espèces entre ces îlots. Nos résultats, en fournissant des cartes illustrant les connexions entre îlots de végétation herbacée, permettent d'identifier les zones présentant une bonne connectivité et celles agissant comme des barrières.

## Contexte et objectifs

L'augmentation de la population humaine ainsi que le développement des activités anthropiques ont pour conséquences la diminution des surfaces d'habitats semi-naturels et leur morcellement en de nombreux petits îlots, notamment dans les zones urbanisées. Les études sur le sujet indiquent que le nombre d'espèces subsistant dans chacun de ces îlots dépend de la taille des îlots, et du fait que ces îlots soient connectés entre eux, c'est-à-dire que les espèces soient capables de se déplacer d'un îlot à l'autre. Ainsi, plus un îlot est grand et connecté, plus il accueille d'espèces. Ces connexions entre îlots semi-naturels permettent aux espèces de disperser d'îlot en îlot et ainsi de conserver une biodiversité importante. Elles sont donc devenues un enjeu majeur dans la préservation de la biodiversité.

La fragmentation des habitats semi-naturels est particulièrement intense dans les zones fortement urbanisées comme la Seine-Saint-Denis. En effet, 50 à 80% des surfaces y sont totalement imperméabilisées et les habitats semi-naturels restants, tels que des îlots herbacés peu ou pas gérés, sont le plus souvent de petite taille. Conserver la biodiversité liée à ces habitats sur ce territoire nécessite donc de s'assurer de la présence de ces îlots et des connexions entre eux.

La capacité d'un paysage à favoriser le déplacement des espèces entre les îlots n'est pas homogène, certains espaces étant plus perméables que d'autres. Les méthodes utilisées pour estimer cette connectivité du paysage font le plus souvent appel à un ou des experts tant pour cartographier les îlots d'habitat que pour estimer si ces îlots sont connectés entre eux. Cette dépendance aux avis d'experts rend souvent subjective l'appréciation de la connectivité d'un paysage. Elle est, de plus, difficile à mettre en place sur de grands territoires. D'autre part, ce type de travaux est le plus souvent effectué pour une espèce cible, rendant les résultats difficilement utilisables pour des objectifs de conservation de l'ensemble de la biodiversité.

La Seine-Saint-Denis sous l'égide de son Observatoire Départemental de la Biodiversité Urbain a piloté depuis presque 10 ans une grande variété d'études scientifiques sur la trame verte et bleue en ville en collaboration avec diverses structures (muséum, université, association naturaliste...). Ces études scientifiques permettent de préciser la réalité du concept de trame verte et bleue en milieu urbain. Ainsi depuis 2009 notre équipe du Muséum National d'Histoire Naturelle cherche à mieux comprendre le mode de fonctionnement de la connectivité au sein du département par l'association de données cartographiques, d'inventaires floristiques et de modèles de simulation. Ces travaux aboutissant à une publication scientifique dans une revue de premier plan (Muratet et al. 2013) ont permis de montrer tout d'abord l'importance de l'hétérogénéité du paysage dans la structuration spatiale des communautés végétales, et ensuite que cette hétérogénéité peut être approximée de manière objective et répétable par l'utilisation d'imageries satellites.

Ainsi, faisant suite à ces travaux, notre hypothèse de travail est qu'en ville, la quantité de végétation présente à un endroit est une bonne approximation de la perméabilité de cet endroit, c'est-à-dire de sa capacité à laisser les espèces se déplacer. En effet, si la majorité de la surface des villes est bétonnée et donc fortement inhospitalière, les jardins, les parcs, les dépendances routières et ferroviaires sont autant d'espaces plus ou moins denses en végétation et donc plus ou moins hospitaliers pour la flore et la faune qui leur sont associées.

L'objectif de notre étude est de contribuer à l'élaboration de la trame verte en Seine-Saint-Denis en établissant une cartographie de la connectivité écologique, et cela en s'affranchissant du dire d'expert. Pour cela, nous avons développé d'une part des méthodes d'analyse d'imagerie satellitaire permettant de localiser les îlots herbacés semi-naturels (à savoir, un habitat non soumis à une gestion importante et non cultivé, composé principalement de plantes spontanées), et d'autre part un modèle de dispersion des espèces permettant d'estimer la probabilité de connexion entre les îlots.

## Méthodes

Pour évaluer la connectivité du paysage dans le département de Seine-Saint-Denis, nous avons, dans un premier temps, cartographié par télédétection les îlots herbacés peu gérés. Nous avons ensuite établi, toujours par télédétection, une carte de la quantité de végétation sur l'ensemble du département, cela afin d'estimer la perméabilité du paysage. Enfin, à partir de ces deux cartographies et de relevés botaniques dans les îlots, nous avons paramétré un modèle estimant la connectivité entre ces îlots, identifiant ainsi les corridors écologiques et les barrières au sein du département.

### Télédétection des îlots herbacés peu gérés de Seine-Saint-Denis

La cartographie des îlots herbacés non gérés ne pouvait être réalisée par un inventaire exhaustif, du fait notamment de l'inaccessibilité de certains îlots, cachés depuis la rue, et surtout du fait de l'importance de la surface à couvrir (480 km<sup>2</sup>), correspondant à tout le département augmenté d'une zone tampon de 2500 m de large. Nous avons donc opté pour les méthodes de télédétection qui, bien qu'imparfaites, offrent l'avantage d'être objectives et réitérables en différents lieux ou à différentes dates.

### Sélection et acquisition des images satellites

Le choix des images à utiliser est un compromis entre les caractéristiques techniques de ces images et leur prix. Les offres institutionnelles (NASA, CNES) sont en général moins diversifiées, moins chères (voire gratuites) que les offres commerciales, qui sont aussi de meilleure qualité.

D'un point de vue technique, les images à acquérir devaient idéalement répondre à 4 critères : une bonne résolution spatiale, spectrale, radiométrique et temporelle.

#### La résolution spatiale

Une résolution spatiale fine permet de détecter des petits objets. L'offre institutionnelle gratuite classique donne accès en majorité à des images ayant des pixels de 10 à 30 m de côté, voire plus (Alos, Landsat, Aster, Spot 5, ...). Un pixel de 10 m de côté correspondant à une surface au sol de 100 m<sup>2</sup>, soit l'équivalent d'un petit jardin pavillonnaire.

#### Les résolutions spectrale et radiométrique

La résolution spectrale et la résolution radiométrique permettent d'affiner l'individuation des objets. Le signal lumineux reçu par le satellite se mesure selon son amplitude de longueur d'onde (la résolution spectrale) et selon son intensité (la résolution radiométrique). Quand la résolution spectrale est fine, l'amplitude des bandes spectrales est petite et les bandes nombreuses. Pour chaque objet on a une information spectrale plus riche et plus détaillée permettant de distinguer des objets ayant une signature spectrale proche.

L'intensité informe pour chaque bande spectrale de la quantité d'énergie renvoyée par les objets au sol vers le capteur. Plus la résolution radiométrique est fine, plus la précisions de cette intensité sera grande et permettra de distinguer des objets ayant une signature spectral proche.<sup>1</sup>

#### La résolution temporelle

La résolution temporelle correspond au nombre de prises de vue d'un même site sur une période donnée. Ce corpus d'images s'appelle une série temporelle. Selon les besoins, cette série peut couvrir plusieurs années ou une saison. Les séries temporelles exploitables sont particulièrement difficiles à trouver et obtenir.

Plus les passages sont rapprochés, meilleure est la résolution temporelle. Dans notre cas, l'intérêt aurait été l'acquisition d'une série temporelle couvrant une saison d'été. Nous aurions ainsi pu mettre en avant des rythmes phénologiques et discriminer les zones herbacées par leur comportement spectral<sup>2</sup>. Cependant, il n'y avait pas, dans l'offre institutionnelle économiquement accessible, de séries temporelles exploitables. Soit le nombre d'images n'était pas assez important pour couvrir une seule saison, soit une nébulosité trop importante rendait impossible le traitement des images en question. Nous avons donc dû nous affranchir de ce critère et appuyer notre analyse sur une seule image.

#### Le choix des images RapidEye

Le meilleur compromis entre ces critères et le prix des images a été trouvé auprès de l'Equipex GEOSUD, hébergé par la Maison de la Télédétection à Montpellier, qui diffuse gratuitement pour tout organisme de recherche public des images de source commerciale produites par la société allemande RapidEye. Ces images offrent une résolution spatiale de pixels de 5 m de côté, la résolution spectrale est de 5 bandes (Bleu, Vert, Rouge, Red-Edge, Infrarouge) et la résolution radiométrique est de 8 bit, soit 256 niveaux de gris. Par contre, GEOSUD ne permettait pas l'acquisition d'une série temporelle. Une seule image était disponible pour l'année 2010 à une seule date.

Mis à part la résolution temporelle, les caractéristiques techniques des images RapidEye étaient de loin celles offrant le meilleur compromis pour nos travaux, les autres offres gratuites ne permettant pas d'accéder à des résolutions spectrale et spatiale aussi fines.

---

<sup>1</sup> Il y a une relation directe entre les résolutions spatiale, spectrale et radiométrique. Sur le capteur (satellite), plus la résolution spatiale est élevée, plus la fenêtre est petite et moins la quantité d'énergie reçue est importante, ce qui diminue la résolution radiométrique. Pour augmenter cette résolution, sans réduire la résolution spatiale, il faut réduire la résolution spectrale en élargissant l'intervalle des longueurs d'ondes captées. "Inversement, une résolution spatiale plus grossière permettrait une résolution radiométrique plus grande et une résolution spectrale plus fine." (source : site web gouvernemental des ressources naturelles du Canada, <http://www.rncan.gc.ca>)

<sup>2</sup> Le comportement spectral se différencie de la signature spectrale en ce sens qu'il implique une notion de durée. La signature spectrale correspond à l'énergie lumineuse renvoyée dans les différentes bandes à un instant T, alors que le comportement spectral traduit le renvoi d'énergie lumineuse dans les différentes bandes sur une durée. Il s'analyse en général par la comparaison de signatures spectrales successives.

### Caractéristiques des images RapidEye

Couverture : toute la France

Date d'acquisition des images (pour l'est parisien) : 19 mai 2010 à 11h43

Nébulosité : 2% de l'image

Résolution spatiale : pixel de 5 m de côté

Résolution spectrale : Bleu (440 - 510 nm) ; Vert (520 - 590 nm) ; Rouge (630 - 685 nm) ; Red-edge (690 - 730 nm) ; Proche Infrarouge (760 - 850 nm)

Résolution radiométrique : 8 bit (256 niveaux de gris)

Résolution temporelle : nulle

### Méthodes et principes de la télédétection

Le principe est de regrouper les pixels d'une image satellite (ou aérienne) selon la proximité de l'information spectrale contenue en chacun d'eux (Classification par Maximum de Vraisemblance). Nous avons utilisé successivement deux méthodes : la classification "supervisée" et la classification "non-supervisée". Dans la méthode dite supervisée, l'algorithme de classification est calibré à partir de zones connues sur laquelle chaque pixel est associé à un type ; les pixels de l'image sont ensuite intégralement répartis entre ces différents types. Dans la méthode dite non-supervisée, l'algorithme de classification répartit lui-même les pixels en n groupes (dans notre cas 100).

Dans notre étude, le premier processus a été effectué plusieurs fois successivement afin de dégager de l'image toutes les zones identifiées comme n'étant pas des îlots herbacés non gérés. Parmi les pixels restants subsistaient malgré tout quelques îlots herbacés gérés difficilement distinguables des îlots non gérés. Le second processus a été appliqué afin d'aider dans cette distinction entre ces deux types d'îlot.

A la suite du processus de télédétection, nous avons changé la résolution spatiale en la faisant passer de 5\*5 à 15\*15 pour des raisons de temps de traitement.

### limites de la télédétection

La télédétection offre un potentiel exceptionnel d'analyse de l'occupation des sols et indirectement, de toute étude de structures et dynamiques spatiales. Cependant, elle souffre de quelques limites d'autant plus contraignantes qu'elles sont camouflées par l'apparante automatisation de l'exécution des processus.

En premier lieu, l'acquisition de la donnée est un obstacle majeur qui vient réduire considérablement les ambitions initiales d'un projet. Les images communément accessibles (google earth) ou largement médiatisées, donnent l'impression d'une donnée de qualité facile à acquérir. En réalité, l'acquisition à bas prix d'une image satellite pour un site particulier est une démarche compliquée à l'heure actuelle. D'autant plus si on ambitionne d'acquérir plusieurs images du même site sur une période donnée. De nombreux travaux préfèrent d'ailleurs choisir leur site d'étude en fonction de la disponibilité de la données en images satellite plutôt que l'inverse.

Il faut que l'image couvre la zone d'étude entièrement, qu'il n'y ai pas de nébulosité et qu'elle réponde aux exigences techniques de l'étude menée (résolution spatiale,

spectrale, radiométrique et temporelle). Elle doit être pas trop chère ou gratuite ce qui n'est le cas que pour une offre limitée d'images satellites.

Une autre attente souvent mise à mal est l'idée que toutes les signatures spectrales des différents objets télédétections sont suffisamment différentes entre elles pour permettre une distinction facile des différents objets au sol. En réalité, mis à part la signature spectrale des éléments les plus caractéristiques (eau, sols nus, neige, végétation verte, ...), la plupart des objets au sol ont des signatures spectrales très proches et difficilement distinguables par un processus automatique. A cela vient s'ajouter les perturbations jouées par l'ombre des objets au sol qui est extrêmement difficile à identifier et catégoriser.

Comme pour l'observation de phénomènes écologiques qui peuvent être dépendants de certaines échelles spatiales, la télédétection ne peut être aussi qualitative pour les différentes tailles d'objets. En général, plus l'objet à télédétecter est petit, plus la qualité de la télédétection sera faible. Ce paramètre de taille sera détaillé dans ce rapport.

Bref, de nombreux paramètres viennent limiter la qualité des résultats d'une télédétection. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi pour cette étude de mener une campagne de validation des résultats.

## Les post-traitements cartographiques

Les résultats bruts d'un processus de segmentation d'image satellites, bien que « justes » au regard des traitements subis, offrent une définition graphique qui ne satisfait pas aux attentes cartographiques minimales. En effet, les contours des objets suivent le découpage des pixels donnant ainsi une impression d'un assemblage de carrés constituant les objets télédétections.

Techniquement, il est fréquent que ces résultats bruts du traitement des images ne conviennent pas non plus pour une intégration ultérieure des données dans divers programmes d'analyse. Ces programmes ont souvent besoin d'une résolution plus légère, moins découpée, plus lisse afin de pouvoir traiter correctement les données et ne pas accuser une surcharge de bande ou générer des aléas d'analyse locaux liés aux formes particulières des polygones (puits, trous, etc.). Ce fut le cas pour notre modèle de calcul.

Il convient donc d'opérer une transformation des polygones obtenus après les processus de télédétection, aussi bien pour une meilleure lisibilité cartographique que pour un éventuel traitement numérique. Ces transformations sont de deux ordres, une diminution du nombre de polygones afin d'alléger la donnée et les traitements, et une simplification de la forme de ces polygones.

### La réduction de la donnée

Pour réduire la donnée, il peut être pertinent de combler un espace vide entre deux polygones afin de les regrouper en une entité unique (qui ne soit pas multipartite) et réduire en conséquence le nombre d'enregistrements (de lignes). La distance séparant deux polygones peut parfois ne correspondre qu'à un artefact de la télédétection (ombre ou autre aléa). Le but étant que ce regroupement corresponde à ce que l'œil humain

aurait instinctivement considéré comme un ensemble. Ce comblement doit donc être opéré avec discernement et en cohérence avec l'objet d'étude. Nous avons utilisé ce procédé en fixant une distance maximale de 13 mètres entre les polygones.

Avant de lisser les polygones, il peut être pertinent de se pencher sur le cas particulier des très petits polygones (composés d'un nombre de pixels inférieur ou égal à 9). Ceux-ci sont souvent en grand nombre et viennent alourdir les temps de calculs des opérations suivantes ainsi que la lecture cartographique. Si l'étude menée implique de conserver absolument ces très petits polygones, alors on peut, soit sauter cette étape, soit éventuellement les considérer indépendamment du reste. Sinon, ces très petits objets peuvent être supprimés. Dans notre cas, nous n'avons conservé que les polygones présentant initialement une surface supérieure ou égale à 3000 m<sup>2</sup> (mesurée avant les post-traitements cartographiques).

#### Le lissage des polygones

Après cette réduction de la surface et du nombre de polygones, il faut envisager un lissage des contours afin de retrouver des formes plus organiques, plus souples, correspondant mieux, en général, à la réalité du terrain.

ArcGIS propose quelques outils efficaces dont un outil de généralisation des contours de polygone (diminution du nombre de sommets) et un outil de lissage permettant d'arrondir les angles trop aigus. Pour chacune de ces deux opérations, une marge de tolérance est à définir, contraignant la transformation subie par le polygone.

La généralisation permet de réduire le nombre de sommets existants sur chaque polygone. Le principe est de supprimer des points tant que le résultat ne génère pas des lignes plus éloignées des lignes d'origine que la distance spécifiée dans les paramètres de tolérance. Ce processus ne s'inquiète pas du caractère plus ou moins aigu des angles générés. Nous avons fixé la marge de tolérance à 15 m, correspondant à la taille des pixels transformés une fois la télédétection achevée.

Le lissage des polygones consiste à interpoler, sur les contours d'un polygone, un ensemble de sommets allant globalement dans une même direction par une ligne reprenant le principe des courbes de Bézier (une ligne courbe). Le résultat donne un aspect plus lisse, plus arrondi. Là aussi, il faut définir une marge de tolérance représentant la distance maximale autorisée entre une ligne créée et la ligne d'origine. Nous avons défini cette marge à 30 m au maximum, soit 6 pixels (rarement atteinte et uniquement au maximum du rayon de courbure). Il est à noter que le résultat présente le désavantage de faire disparaître le caractère anguleux des formes anthropisées (limites de bâti, etc.). Celles-ci sont arrondies comme tous les autres angles.

### **Validation de la télédétection**

Après le processus de télédétection, nous avons procédé à une validation des résultats par une visite de 319 groupes de pixels sélectionnés aléatoirement. Nous avons ainsi constaté que la taille des îlots a un effet important sur la qualité de leur télédétection.

Plus ceux-ci sont grands et meilleure est la classification (74 % d'identification correcte pour les îlots supérieurs à 3000 m<sup>2</sup>, 84 % pour les îlots supérieurs à 5000 m<sup>2</sup> et 88% pour les îlots supérieurs à 10000 m<sup>2</sup>).

Dans la perspective de mieux interpréter le rôle joué par les petites surfaces tout en conservant une certaine validité de la donnée, nous avons retenu les surfaces supérieures à 5000 m<sup>2</sup> pour notre étude, offrant donc 84% de bonne identification.

### Sélection des zones de validation

Quatre groupes d'environ 80 îlots télédétectés ont été sélectionnés au hasard sur l'ensemble du territoire. Soit, un total de 319 îlots potentiels (Figure 1 et 2).

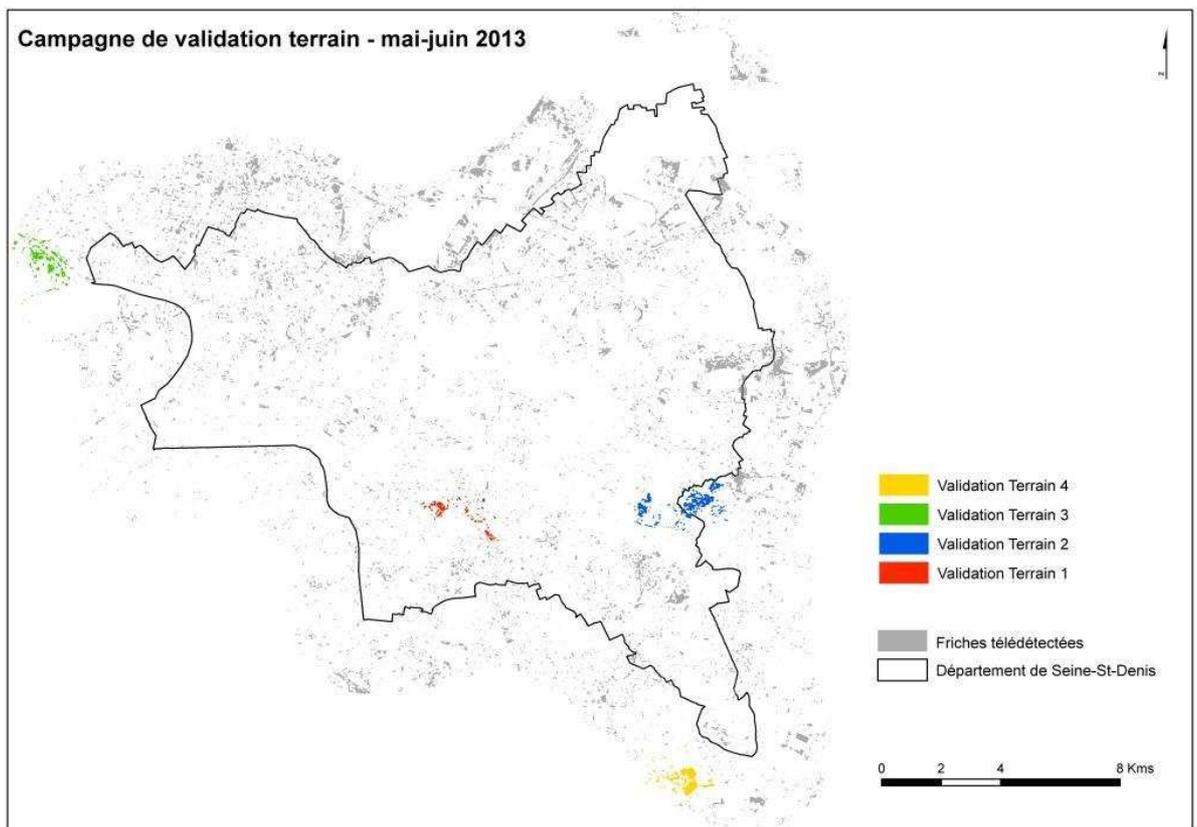


Figure 1 : localisation des différents sites pour la validation de la télédétection

Cette sélection au hasard a cependant pris soin de conserver les proportions de "grandes zones herbacées" et de "petites zones herbacées" existantes dans le résultat de la télédétection. Par exemple, les îlots télédétectés de moins de 3000 m<sup>2</sup> représentaient 80% des résultats de la télédétection. Et ceux de plus de 10000 m<sup>2</sup> représentaient moins de 5% des résultats de la télédétection. Nous avons donc fait en sorte que ces proportions soient conservées, dans la mesure du possible, sur les quatre sites utilisés pour la validation terrain.

## Les 4 terrains de validation

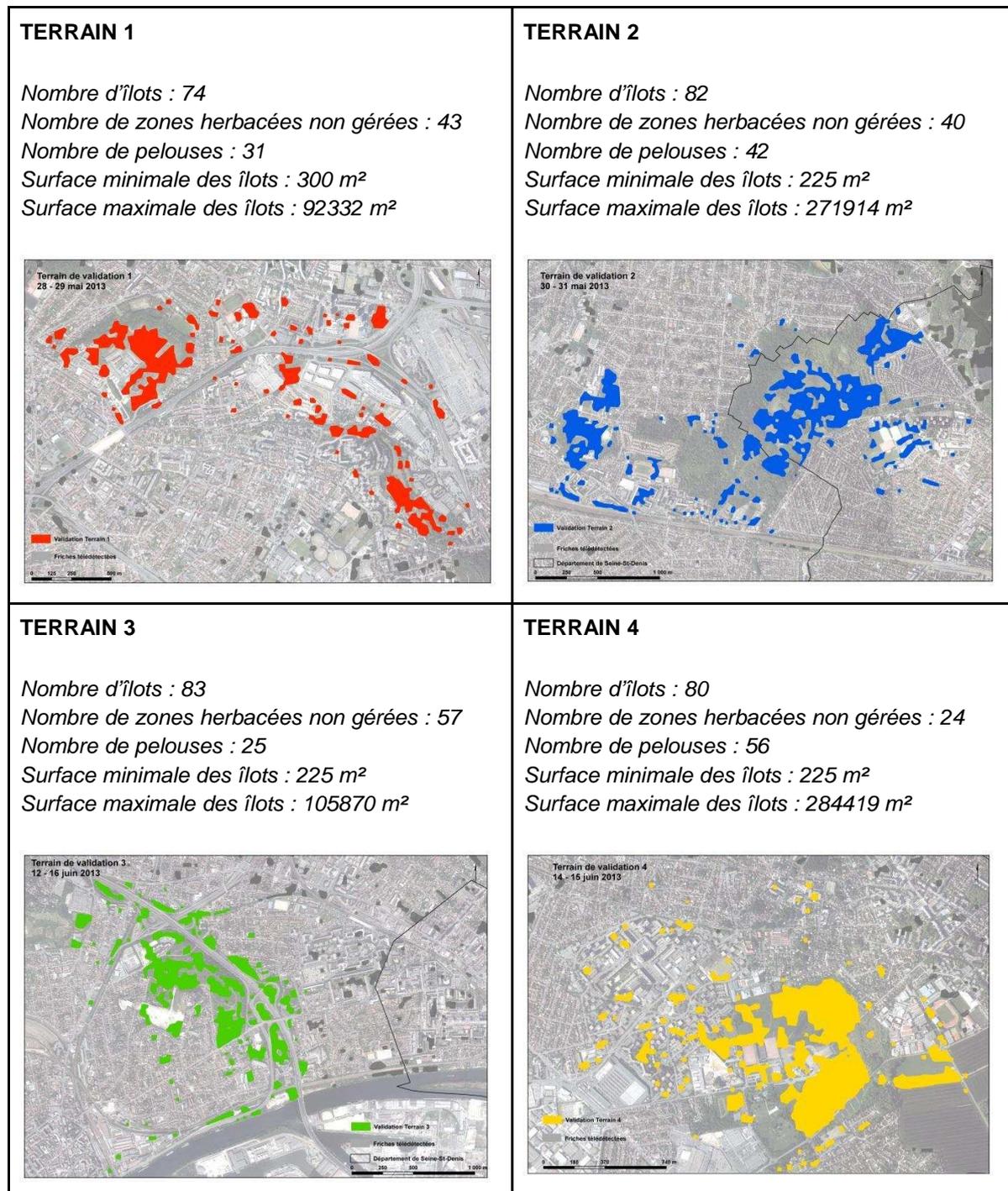


Figure 2 : détails des zones de validation

De ce travail de terrain il semble qu'une corrélation existe entre la surface des îlots et la fiabilité de la télédétection. Autrement dit, plus un îlot est grand, plus il y a de chances

que celui-ci soit bien une zone herbacée non gérée. Plus un îlot est petit, plus il y a de chances qu'il y ait eu confusion lors du processus de télédétection (la proximité d'objets de nature minérale, liquide, ou autres végétaux vient perturber l'information spectrale et donne l'illusion d'une variété floristique propre aux zones herbacées non gérées).

L'objet est donc de vérifier puis de mesurer cette corrélation.

## **Cartographie de la quantité de végétation présente sur le département de Seine-Saint-Denis : le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)**

La quantité de végétation par unité de surface a été retenue comme indicateur de la perméabilité du paysage (Muratet et al. 2013). Le NDVI est un indice spectral permettant de mesurer cette quantité de végétation par unité de surface. Plus précisément, il offre une mesure de l'activité photosynthétique par pixel et permet donc d'estimer la quantité de végétation poussant à un endroit donné.

L'activité photosynthétique se traduit particulièrement par une très forte réflectance des longueurs d'ondes situées dans le spectre du proche infrarouge (700-2000 nm). Les pigments chlorophylliens, à l'inverse, absorbent très fortement les longueurs d'ondes situées dans le spectre rouge (600-700 nm). Par conséquent, la présence de végétaux vivants se traduit par une signature spectrale avec de très fortes valeurs dans le proche infrarouge et de faibles valeurs dans le rouge. Le NDVI est donc calculé à partir d'images satellites en soustrayant l'information spectrale du rouge de l'information spectrale de l'infrarouge et en divisant le résultat de cette soustraction par la somme des deux bandes permettant ainsi de quantifier sur l'image la présence de végétaux par rapport à la présence minérale.

$$NDVI = \frac{(PIR - R)}{(PIR + R)}$$

où:

PIR = réflectance dans la bande Proche Infrarouge

R = réflectance dans la bande Rouge

D'autres indices auraient pu être utilisés et la littérature sur le sujet montre une kyrielle d'indices spectraux remettant notamment en question le NDVI. Ce dernier ne permettrait pas de prendre en compte les perturbations atmosphériques, comme la différence de densité des particules entre urbain et rural. Parmi les indices créés résistants aux perturbations atmosphériques, deux font office de référence : l'ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index) et l'EVI (Enhanced Vegetation Index). Ils font intervenir la bande du bleu dans leur définition, ce que le NDVI n'offre pas. Cependant, ces indices sont plus complexes à calculer car ils nécessitent d'avoir connaissance des conditions atmosphériques au moment de la prise de vue afin d'étalonner des coefficients de correction atmosphérique. Des valeurs standard ont été proposées, mais elles ne font pas aujourd'hui l'unanimité.

Le NDVI est simple d'utilisation, simple à comprendre et à construire, il est robuste et fait office de référence dans la littérature. Ce sont les raisons pour lesquelles nous avons choisi de l'utiliser.

### Estimation de la connectivité du paysage

Une fois la cartographie des îlots établie, l'objectif est de déterminer quels îlots sont connectés entre eux, c'est-à-dire savoir quels sont les îlots entre lesquels les espèces peuvent disperser.

#### Le modèle

Afin de considérer la variabilité spatiale de perméabilité, nous avons estimé la connexion entre chaque paire d'îlots via un modèle de simulation de diffusion contraint par le NDVI.

La connexion entre deux îlots s'évalue en probabilité et est estimée par un algorithme de diffusion. Ainsi pour chaque îlot nous estimons la probabilité qu'une propagule dispersant à partir de cet îlot puisse atteindre les autres îlots (figure 3). Le processus de dispersion est un processus itératif, qui s'effectue au sein de la grille 15m\*15m en commençant par les cellules contiguës à l'îlot de départ. Ensuite le processus de diffusion est tel que la probabilité de présence  $P_i(t)$  dans la cellule  $i$  à l'itération  $t$  est dépendante de la probabilité  $P_j$  ( $j$  étant les 4 cellules voisines à  $i$ ) à l'itération précédente et à la probabilité de passage  $T_{ji}$  de  $j$  vers  $i$  (eq. 1).

$$P_i(t) = \sum_{j \text{ les 4 voisins de } i} P_j(t-1) T_{ji} \quad (\text{eq. 1})$$

$T_{ji}$  la probabilité de passage de la cellule  $j$  vers la cellule  $i$  est fonction de la perméabilité tel que :

$$T_{ji} = \frac{p_i}{\sum_{k \text{ les 4 voisins de } j} p_k} \quad (\text{eq. 2})$$

où  $p$  est la valeur du NDVI de la cellule concernée.

Le modèle permet ainsi de concevoir un réseau de connexions potentielles entre les îlots dans lequel chaque connexion est renseignée d'une probabilité.

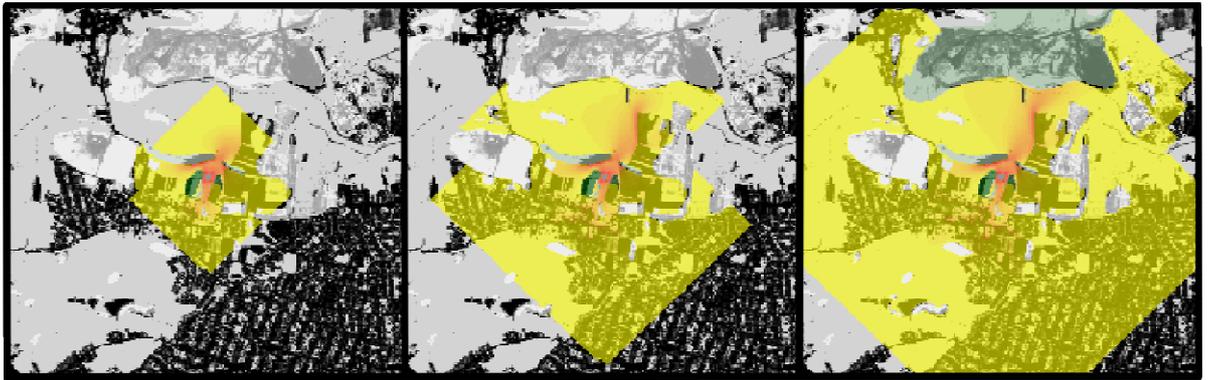


Figure 3: exemple de 3 étapes du processus itératif de dispersion à partir d'un îlot. L'îlot est en vert. En rouge sont symbolisé les zones de forte connectivité et en jaunes les zones de faible connectivité.

### La calibration et la projection

Le modèle estime les probabilités de connexion entre les îlots, cependant ces valeurs calculées peuvent être faibles (de l'ordre par exemple de  $10^{-20}$ ) et par conséquent ne pas avoir de sens écologique. L'enjeu était alors de trouver le seuil de probabilité de connexion inter-îlots permettant d'expliquer le plus justement la connectivité du paysage réalisée. Pour cela, nous avons confronté les données issues du modèle avec des données écologiques recueillies sur le terrain.

#### Les inventaires botaniques

En 2011, nous avons dans ce but réalisé des inventaires floristiques standardisés sur 64 îlots répartis au sein de la zone d'étude (Figure 4).

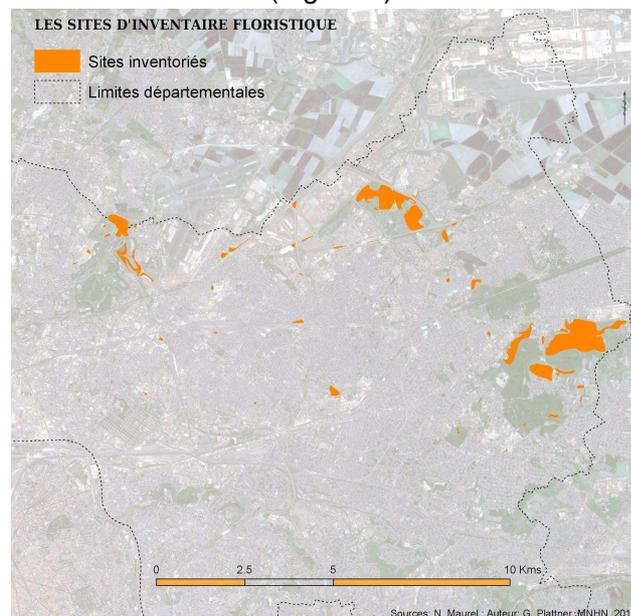


Figure 4 : Cartographie des 64 îlots herbacés peu ou pas gérés dans lesquels les relevés botaniques ont été réalisés

La taille des îlots peut jouer un rôle important dans la probabilité qu'une espèce y établisse une population, et par conséquent dans la diversité et la composition de la communauté végétale observée à un instant donné. Pour cette raison, nous avons échantillonné des îlots de surface très variable : 28 îlots <5000 m<sup>2</sup>, 12 îlots entre 5000 m<sup>2</sup> et 10 000 m<sup>2</sup>, 17 îlots entre 10 000 m<sup>2</sup> et 100 000 m<sup>2</sup>, 7 îlots >100 000 m<sup>2</sup>. Pour chacune de ces quatre catégories de surface, nous avons sélectionné 4, 5, 6 ou 7 placettes (points d'échantillonnage) par îlot, respectivement. Ces placettes ont été localisées aléatoirement au sein des îlots.

Au niveau de chaque placette, nous avons appliqué la méthode d'inventaire floristique proposée par le protocole Vigie-flore (<http://vigienature.mnhn.fr/flore/vigie-flore>) : au sein de 10 quadrats contigus de 1 m<sup>2</sup> (1\*1m, Figure 5), nous avons procédé à un relevé exhaustif des espèces présentes. Nous n'avons pas estimé leur abondance au sein de chaque quadrat, cependant cette méthode permet d'estimer l'abondance locale d'une espèce en calculant sa fréquence dans la placette (proportion de quadrats dans lesquels l'espèce a été relevée).

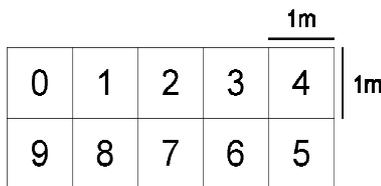


Figure 5 : Disposition des 10 quadrats au sein d'une placette (méthode tirée du protocole Vigie-flore).

Sur les 64 îlots (soit 323 placettes) inventoriés, au total 263 espèces ont été identifiées. En moyenne, 44.1 espèces ont été observées par îlot, avec une richesse minimale et maximale de 20 et 77 espèces, respectivement. Parmi ces espèces, on trouve 8 espèces arbustives, 5 lianes et 250 espèces herbacées. Les espèces les plus fréquentes (en termes de nombre d'îlots) sont *Picris hieracioides*, *Plantago lanceolata*, *Cirsium arvense*, et les Poacées *Dactylis glomerata* et *Arrhenatherum elatius*. Seules 25 espèces (soit 10% du total) ont été observées dans plus de la moitié des îlots. A l'inverse, 139 espèces ont été vues dans moins de 5 îlots, dont 65 dans un seul îlot. Une majorité (62%) des espèces sont pérennes, contre 33% d'annuelles et 5% de bisannuelles. Alors que la disponibilité en pollinisateurs est souvent considérée comme un facteur limitant en milieu urbain, on note une majorité d'espèces entomophiles (55%), devant les autogames (27%) et les anémophiles (18%). La liste complète des espèces et leur fréquence dans l'ensemble des îlots est fournie en annexe.

#### Le calcul de distance floristique

A partir de ces données d'inventaire, nous avons calculé une « distance écologique » entre îlots deux à deux, telle que cette distance est faible pour des îlots ayant une

composition proche en espèces, et importante pour des îlots ayant une composition en espèces différente.

Sur la base des données d'abondance (fréquence cumulée sur l'ensemble des placettes) des espèces par îlot, nous avons ainsi calculé l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis à l'aide du package 'vegan' sous R (Oksanen et al. 2013). La distance  $D_{jk}$  entre deux îlots j

et k est telle que : 
$$D_{jk} = \frac{\sum |N_{ij} - N_{ik}|}{\sum (N_{ij} + N_{ik})}$$
, où  $N_{ij}$  est l'abondance de l'espèce i dans l'îlot j, et  $N_{ik}$  l'abondance de l'espèce i dans l'îlot k.

#### Le calcul de distance génétique

Afin de comparer les sorties des modèles avec des données de terrain directement reliées à des taux de dispersion, une étude génétique a été réalisée en prenant pour modèle la carotte sauvage (*Daucus carota*). Ce choix a été motivé par plusieurs critères, parmi lesquels la fréquence d'occurrence de l'espèce sur la zone d'étude (relevée dans 48 des 64 îlots) ainsi que l'existence de marqueurs génétiques déjà disponibles. Entre 28 et 32 individus ont ainsi été prélevés sur 28 îlots et conservés dans du silicagel jusqu'à l'extraction de leur ADN en laboratoire. Les marqueurs génétiques utilisés sont des "microsatellites". Ce sont des marqueurs couramment utilisés afin de calculer des distances génétiques qui permettent d'inférer, entre autre, les taux de migration entre populations. Ils ont entre autres l'avantage de présenter une grande variabilité de forme (polymorphisme), ce qui permet de discerner des variations génétiques à une échelle fine.

Ces 800 échantillons ont donc été analysés (génotypés) pour 11 marqueurs (ou loci) microsatellites, choisis parmi une trentaine de marqueurs testés pour leur facilité de manipulation et leur niveau d'information. Pour cela, ces 11 marqueurs ont été amplifiés par PCR (Polymerase Chain Reaction) puis les génotypes de chaque échantillon ont été déterminés par analyse de fragment par capillaire en fluorescence. Une fois les échantillons génotypés, les fréquences alléliques pour chaque marqueur ont été calculées dans chaque population. A partir de ces fréquences, une distance génétique classique dite de  $F_{st}$  (Nei 1973) a été calculée entre chaque paire de populations. Cette distance varie théoriquement entre 0 et 1, une valeur de 0 indiquant des populations ne présentant pas de différences génétiques (et donc potentiellement reliées par des flux de gènes importants) tandis qu'un  $F_{st}$  de 1 indique que deux populations sont complètement différenciées génétiquement (et donc potentiellement complètement isolées géographiquement). Cette valeur permet donc d'estimer indirectement le niveau de connectivité, d'un point de vue génétique, entre ces populations de carottes. Tous ces calculs ont été réalisés sous R (package 'ADEGENET', Jombart 2008).

Les résultats obtenus indiquent un niveau de différenciation génétique globalement faible mais présentant tout de même une certaine variabilité suivant les paires de populations considérées (figure 6). Ces valeurs permettent d'estimer le niveau d'échange génétique opérant entre populations et peuvent donc être comparées au niveau de connectivité estimé par modélisation.

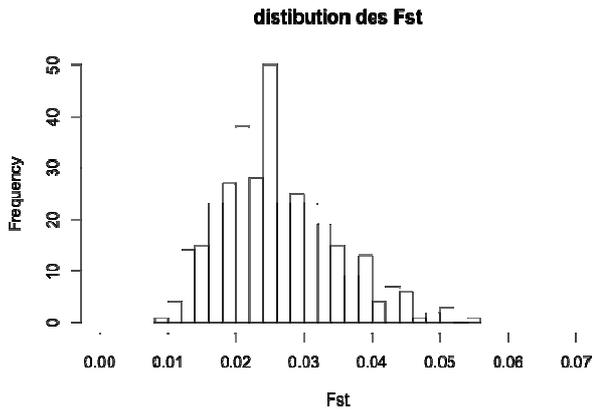


Figure 6: distribution des valeurs de Fst (distance génétique) entre paires de populations de carotte sauvage à partir de 11 marqueurs microsatellites.

Pour chacun des réseaux de connexions entre îlots proposés par le modèle (en fonction du seuil de probabilité de connexion), nous avons calculé la distance de plus court chemin entre îlots. La meilleure corrélation obtenue entre la distance floristique et la distance de plus court chemin (Figure 7) a permis de sélectionner le seuil de probabilité de connexion qui explique au mieux les différences de composition floristique entre îlots. Nous avons également calculé la corrélation entre distance génétique et distance de plus court chemin, cependant les coefficients de corrélation obtenus étant plus faibles, nous avons choisi de définir le seuil de connexion minimal sur la base des données floristiques uniquement.

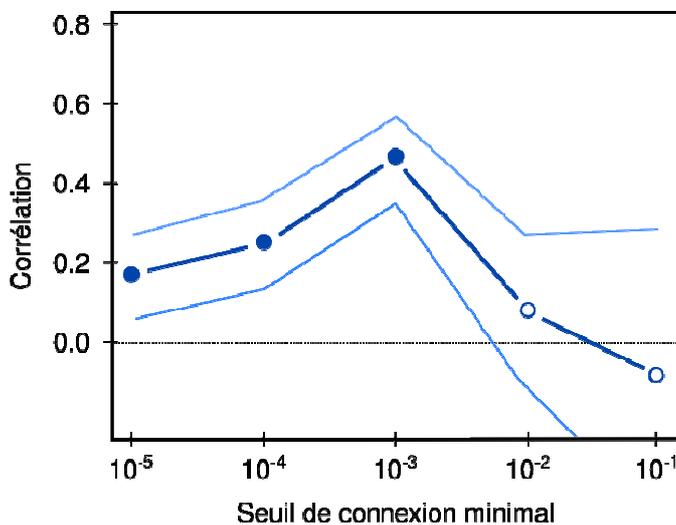


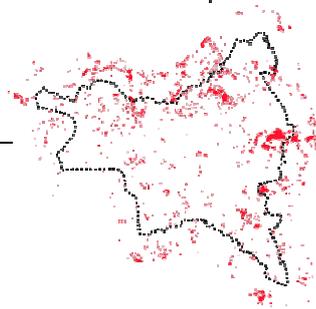
Figure 7 : Coefficient de corrélation entre distance floristique (calculée à partir des données empiriques) et distance de plus court chemin (valeur issue du modèle) en fonction du seuil de probabilité de connexion. Chaque point correspond à un réseau de connexion donné.

Une fois ce seuil défini, nous projetons la connectivité sur l'ensemble du département de la Seine-Saint-Denis.

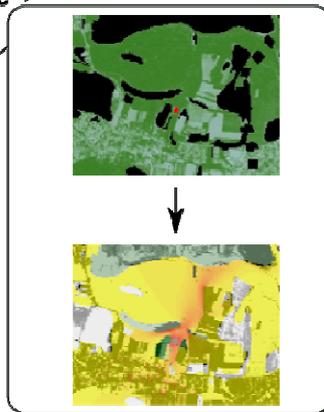
**Cartographie de la perméabilité**  
ici le NDVI



**Cartographie des îlots de l'habitat cible**  
ici les zones herbacées peu entretenues



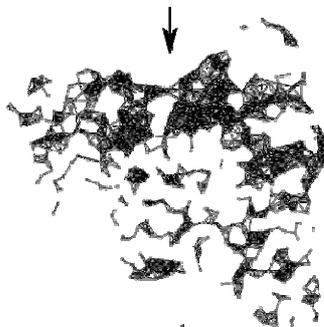
pour  
chaque  
îlot



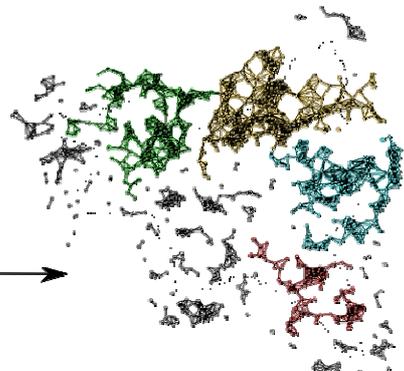
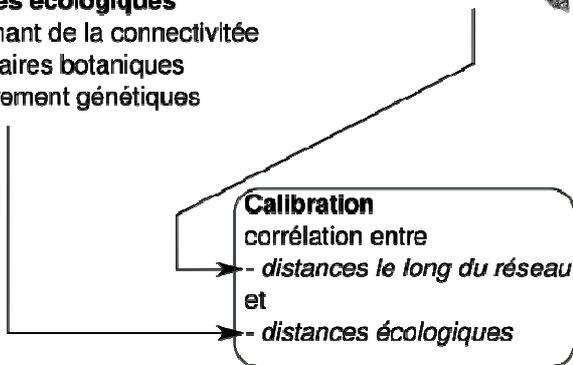
**Modèle de calcul de connexion**  
entre l'îlots et ses voisins  
Processus de diffusion  
en fonction de la perméabilité



**Données écologiques**  
témoignant de la connectivité  
- inventaires botaniques  
- prélèvement génétiques



**Réseau complet**  
avec une probabilité de connexion  
sur chaque arrete



**Réseau de connectivité validé**

# Résultats

## Résultats de la validation terrain

Les observations de la campagne de terrain réalisée en mai-juin 2013 ont été analysées afin de vérifier la corrélation supposée entre la taille des zones herbacées télédétectées et leur caractère géré ou non géré.

Après avoir identifié le caractère géré ou non géré des différents sites, ces derniers ont été triés par surface décroissante.

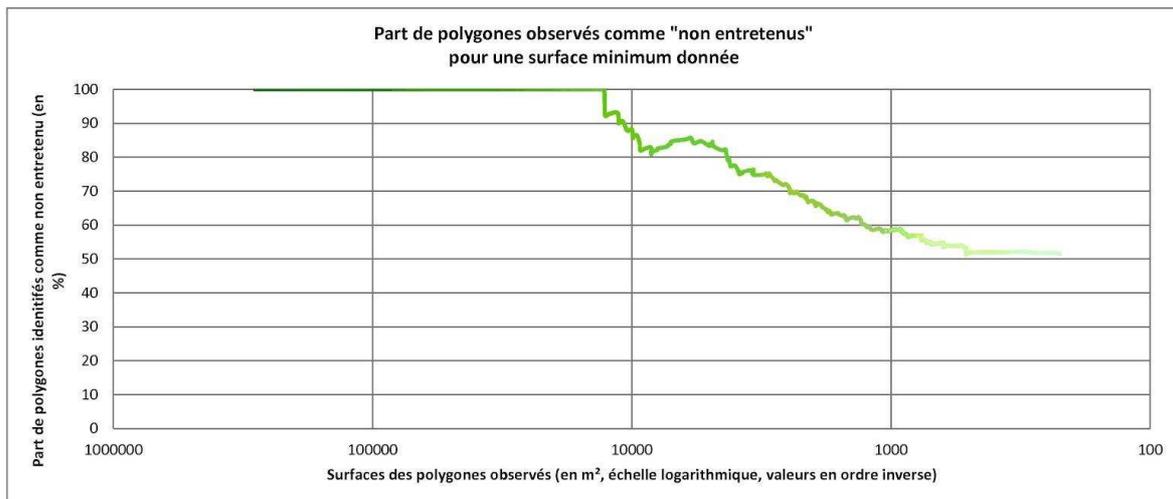


Figure 8 : Part de zones herbacées non gérées en fonction de la surface des sites observés.

La figure 8 illustre clairement cette relation où plus les zones télédétectées sont de petite surface, plus les chances qu'elles soient gérées ou non gérées sont égales. Ainsi, les surfaces inférieures à 1000 m<sup>2</sup> offrent un peu moins de 60 % de chances d'être non gérées, alors que les surfaces de plus de 10000 m<sup>2</sup> offrent au moins 90% de chances d'être non gérées.

Cependant, il existe dans cette analyse un biais incarné par la nature des 4 terrains visités. En effet, ceux-ci présentent chacun des caractéristiques particulières en ce qui concerne la distribution de grands et de petits polygones, ainsi que des contextes urbains particuliers. Par exemple, le terrain 3 se situe presque exclusivement en bord de voies rapides et zones industrielles. On y trouve par conséquent un grand nombre de grands polygones non gérés. Le terrain 4, par contre, se situe en grande partie en zone semi-rurale. Ces contextes spatiaux pouvant en partie biaiser la donnée, il a fallu tester la robustesse de la distribution en vérifiant sur des échantillons aléatoires si celle-ci se vérifiait.

Afin de mieux cerner les tendances de comportement, la distribution a été discrétisée en 3 classes de surface :

- les polygones inférieurs à 3000 m<sup>2</sup>
- les polygones compris entre 3000 et 8000 m<sup>2</sup>
- les polygones supérieurs à 8000 m<sup>2</sup>

Cela nous permet la réalisation de la figure 9. Sur ces graphiques, on constate la pertinence du seuil des 3000 m<sup>2</sup> au-delà duquel les chances qu'un polygone télédéecté soit effectivement une zone herbacée non gérée augmentent fortement, et du seuil des 8000 m<sup>2</sup> au-delà duquel plus de 80% des polygones retenus sont bien des terrains herbacés non gérés.

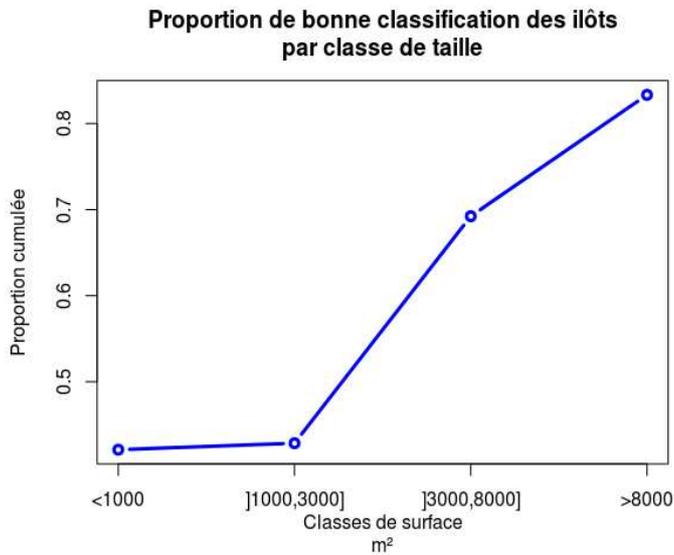


Figure 9 : pourcentage d'îlots correctement télédéectés en fonction de leur taille.

Fort de cette constatation, nous avons donc choisi d'éditer trois représentations cartographiques de la donnée, une première représentant toutes les zones herbacées non gérées d'une surface supérieure ou égale à 3000 m<sup>2</sup>, une seconde pour les surfaces supérieures à 5000 m<sup>2</sup> et une dernière pour les surfaces supérieures à 10000 m<sup>2</sup>.

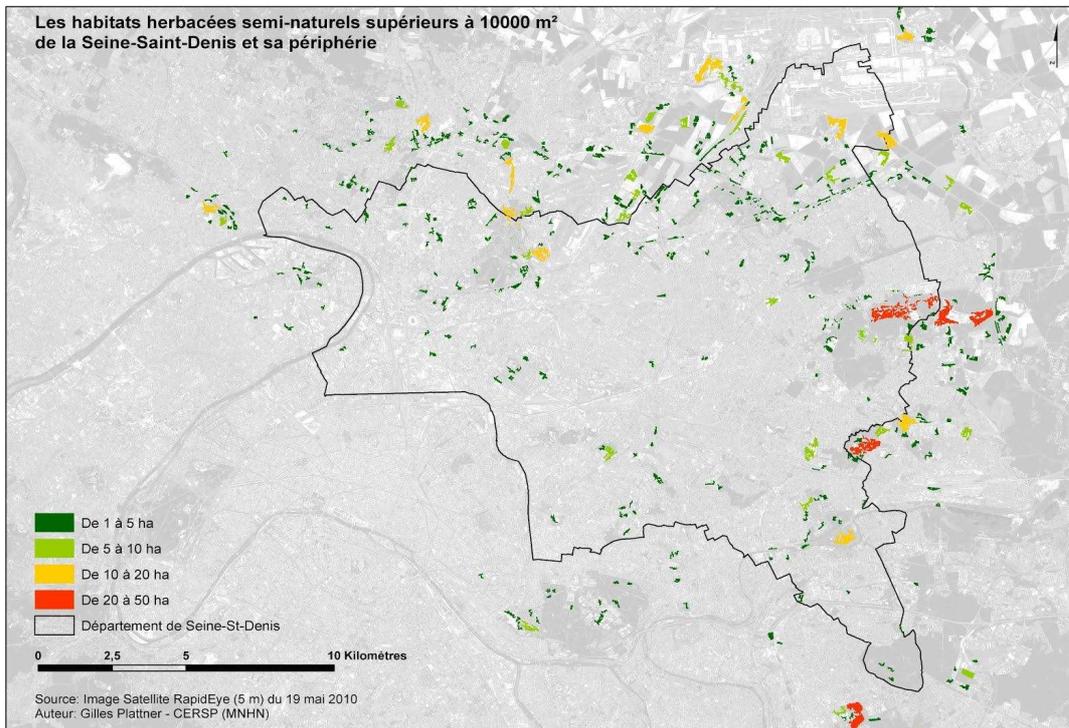


Figure 10 : Cartographie des îlots télédétectés de plus de 10000m<sup>2</sup>

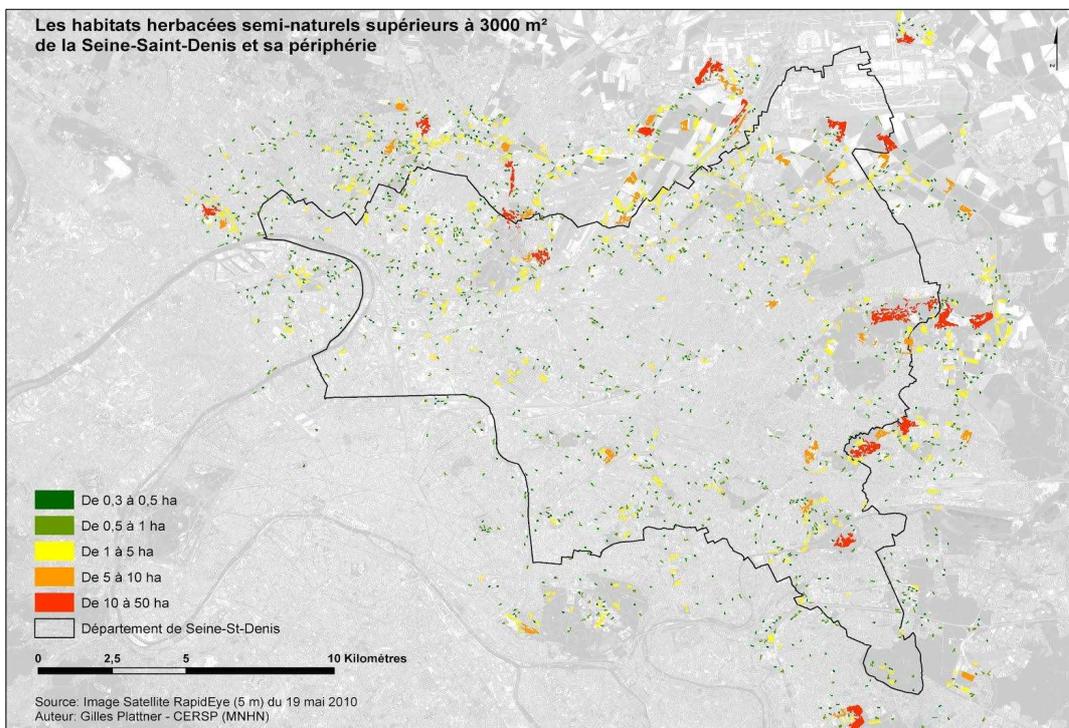


Figure 11 : Cartographie des îlots télédétectés de plus de 3000m<sup>2</sup>

## 1. La distribution de la végétation et des îlots dans le département.

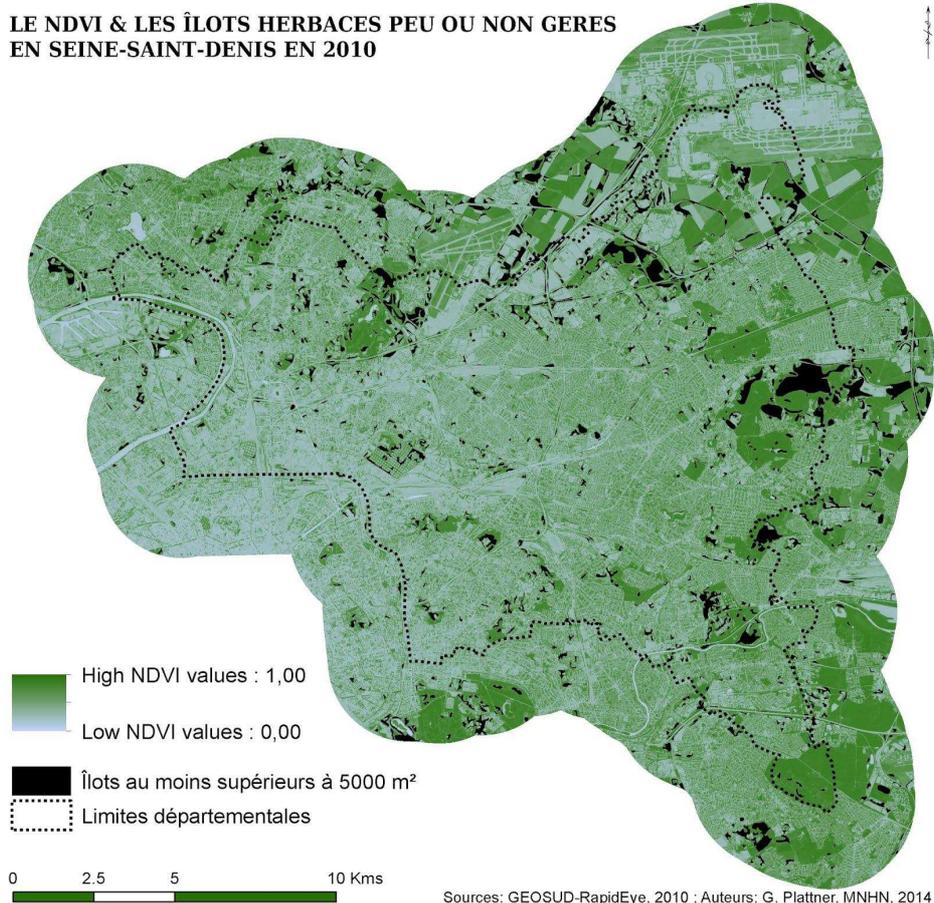


Figure 12 : Cartographie de la couverture végétale en Seine-Saint-Denis et des îlots herbacés peu ou pas gérés identifiés par télédétection. Plus le vert est sombre, plus la densité de végétation est importante. Les îlots herbacés peu ou pas gérés sont représentés en noir.

La couverture végétale sur le département a été estimée à partir des valeurs du NDVI (figure 12). Cette couverture se traduit par une distribution fortement marquée par la proximité de la ville de Paris. En effet, on observe un gradient nord-est - sud-ouest de décroissance de la quantité de végétation.

Les grandes zones végétalisées se situent principalement en périphérie nord et est du département. Notons que bon nombre d'entre elles sont au-delà de la limite départementale et ne sont donc pas administrées par le département.

On observe par ailleurs un axe de faible densité végétale le long de la frontière nord du département, reliant l'aéroport Roissy Charles-de-Gaulle à celui du Bourget. Cet axe correspond à celui d'une grande zone industrielle le long de l'autoroute A1. A l'inverse,

aux abords de cet axe se trouvent des zones fortement végétalisées (Parc du Sausset, Parc Georges Valbon). Le nord du département est donc particulièrement contrasté dans sa distribution de la végétation.

Le centre et le sud du département sont marqués par une densité moyenne de végétation correspondant aux grands ensembles pavillonnaires.

La distribution des îlots herbacés peu ou non gérés semble reprendre en partie celle du NDVI. On retrouve des îlots de grande surface et en grande quantité en périphérie nord et est du département. Plus la proximité avec la ville de Paris est forte et plus leur surface et leur nombre diminuent. Dans la partie nord, la répartition de ces îlots est plus dense que dans la partie est. Par contre, dans la partie est, ces îlots diffus sont aussi plus grands que dans la partie nord. Dans le centre se trouvent des îlots de petite taille et très clairsemés.

## **2. La connectivité des îlots au sein du département de Seine-Saint-Denis.**

La calibration du modèle de dispersion à partir des données d'inventaire botanique nous permet de savoir quels îlots sont connectés entre eux et quels îlots sont isolés, et ainsi de visualiser le réseau de connexions sur l'ensemble du département (figure 13). Ainsi nous observons quatre grands groupes d'îlots fortement déconnectés les uns des autres identifiés par des couleurs différentes : vert, jaune, bleu et rouge. Ces quatre groupes d'îlots se situent dans les zones les moins urbanisées du département, c'est-à-dire sur sa périphérie nord et est. Parmi ces quatre composantes, la composante du sud (en rouge sur la carte) est la seule qui soit totalement isolée. Les trois autres partagent une connexion, cependant entre la composante du nord-ouest (verte) et du nord-est (jaune) cette connexion est rendue possible par des îlots qui sont hors du département de Seine-Saint-Denis. Enfin la partie centrale du département est très morcelée. Cette représentation permet donc de localiser les zones du département faiblement connectées agissant ainsi comme des barrières.

Les données génétiques n'ont pu être utilisées pour calibrer le modèle de connectivité. Cependant les premières analyses réalisées montrent qu'un réseau similaire devrait être mis en évidence avec les données génétiques.

## LES RESEAUX DE CONNEXIONS HERBACEES EN SEINE-SAINT-DENIS

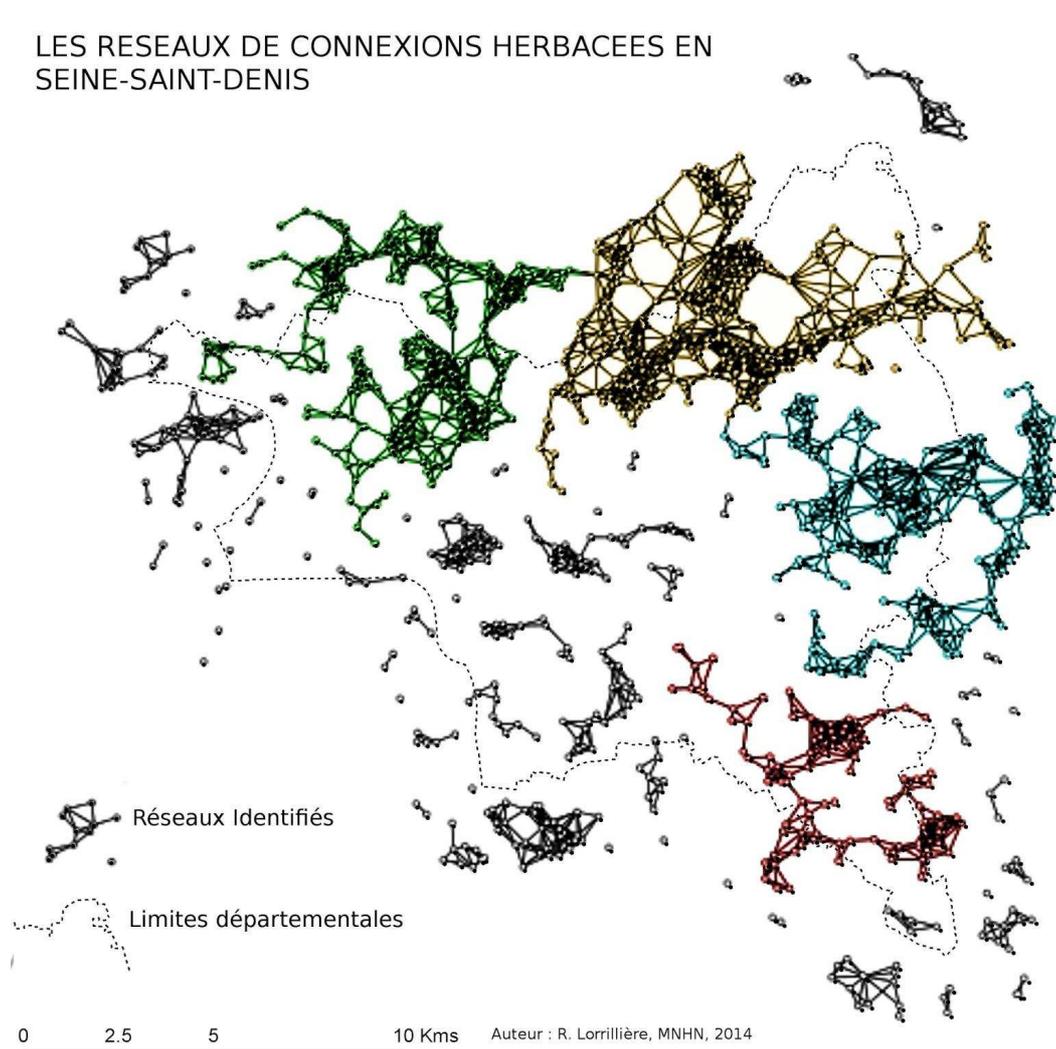


Figure 13 : Cartographie des connexions entre les îlots herbacés peu ou pas gérés. Les îlots sont représentés par des cercles et les connexions entre ces îlots prédites par le modèle sont représentées par des segments.

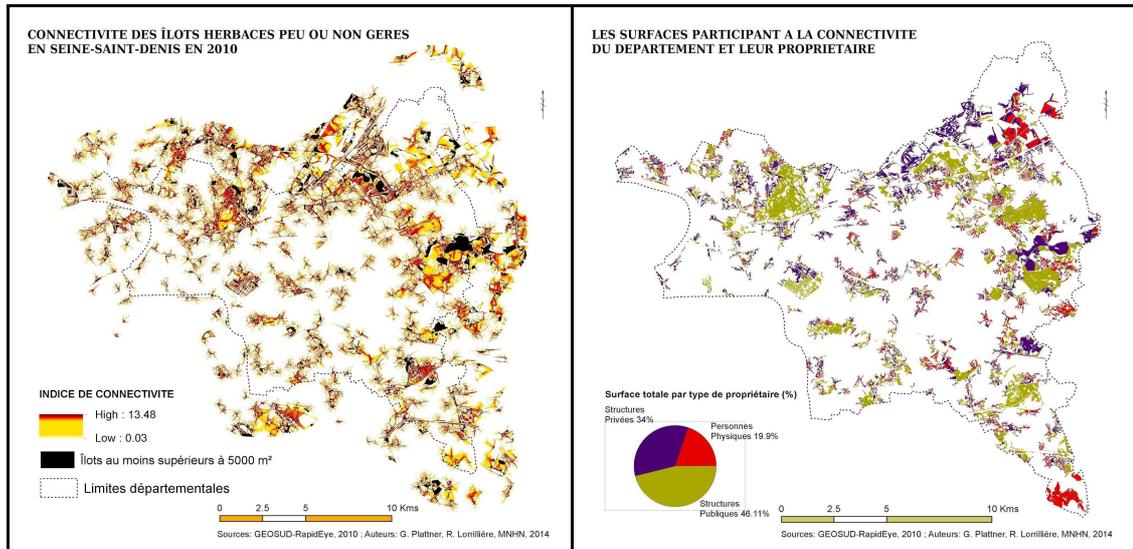


Figure 14 : (gauche) Cartographie des probabilités de passage entre îlots prédites par le modèle. Les zones rouges représentent des probabilités de passage fortes, les zones jaunes, des probabilités de passage faibles, et les zones blanches, des probabilités de passage nulles. (droite) Cartographie des propriétaires de zones contribuant fortement à la connectivité des îlots herbacés en Seine-Saint-Denis.

Outre la présence de connexions entre les îlots, le modèle nous permet de savoir quelles sont les zones par lesquelles les probabilités de passage entre îlots sont les plus élevées (figure 14, gauche). Dans l'objectif d'identifier les propriétaires ou gérants d'espaces qui présentent un enjeu fort en termes de connectivité du paysage, nous avons croisé cette cartographie aux données cadastrales des propriétaires (APUR, 2010). Ainsi, nous avons pu mettre en évidence que 46% (223 ha) des parcelles contribuant à la connectivité (zones jaune et rouge de la figure 3) appartiennent à des structures publiques (24% département et 10% Région), 34% appartiennent au secteur privé et 19% à des personnes physiques (figure 14, droite).

### Limites de la télédétection

La télédétection offre un potentiel exceptionnel d'analyse de l'occupation des sols et indirectement, de toute étude de structures et dynamiques spatiales. Cependant, elle souffre de quelques limites d'autant plus contraignantes qu'elles sont camouflées par l'apparante automatisation de l'exécution des processus.

En premier lieu, l'acquisition de la donnée est un obstacle majeur qui vient réduire considérablement les ambitions initiales d'un projet. Les images communément accessibles (google earth) ou largement médiatisées, donnent l'impression d'une donnée de qualité facile à acquérir. En réalité, l'acquisition d'une image satellite sur un site particulier à bas prix est une denrée rare à l'heure actuelle. D'autant plus si on

ambitionne d'acquérir plusieurs images du même site sur une période donnée. De nombreux travaux préfèrent d'ailleurs choisir leur site d'étude en fonction de la disponibilité de la données en images satellite plutôt que l'inverse. Il faut que l'image couvre la zone d'étude entièrement, qu'il n'y ai pas de nébulosité et qu'elle réponde aux exigences techniques de l'étude menée (résolution spatiale, spectrale, radiométrique et temporelle). Par ailleurs cette image doit, le plus souvent, être accessible économiquement ce qui n'est le cas que pour une offre limitée d'images satellites.

Une autre attente souvent mise à mal est l'idée que toutes les signatures spectrales des différents objets télédéteçtés sont suffisamment différentes entre elles pour permettre une distinction faciles des différents objets au sol. En réalité, mis à part la signature spectrale des éléments les plus caractéristiques (eau, sols nus, neige, végétation verte, ...), la plupart des objets au sols ont des signatures spectrales très proches et difficilement distinguables par un processus automatique. De plus, vient s'ajouter à cela les perturbations jouées par l'ombre des objets au sol qui est extrêmement difficile à identifier.

Comme pour l'observation de phénomènes écologiques qui peuvent être dépendants de certaines échelles spatiales, la télédétection ne peut être aussi qualitative pour les différentes tailles d'objets. En général, plus l'objet à télédéteçter est petit, plus la qualité de la télédétection sera faible. ce paramètre de taille a été détaillé dans ce rapport.

Bref, de nombreux paramètres viennent limiter un peu la qualité des résultats d'une télédétection. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi pour cette étude de mener une campagne de validation des résultats.

## Conclusion

A l'heure de l'élaboration du Schéma régional de cohérence écologique (SRCE) qui doit décliner dans les régions la mise en place des sous-trames de la trame verte et bleue (TVB), telle que le prévoient les textes issus du Grenelle de l'environnement, la mesure de la connectivité du paysage est d'actualité. Dans ce travail, nous avons cherché à améliorer la connaissance sur les deux pans de la sous-trame herbacée de la TVB, c'est-à-dire améliorer la détection des îlots de biodiversité, ainsi qu'améliorer l'estimation des corridors permettant la connexion écologique entre ces îlots.

La cartographie des zones d'habitat propice à la biodiversité est indispensable à l'étude de la connectivité, mais peut être infiniment chronophage si elle est réalisée par une recherche systématique des zones favorables sur le terrain. Ainsi, dans cette étude, nous avons optimisé la recherche des îlots de végétation herbacée peu ou non entretenue en milieu urbain par une méthode de télédétection. Cette méthode, par l'analyse de la réflexion de la lumière par les différents objets au sol, permet de définir les caractéristiques des îlots de manière standardisée et répétable. Ainsi, nous pouvons identifier les îlots sur l'ensemble d'un territoire (sans limite administrative). Cependant, un travail de validation nous a permis de mettre en évidence que cette méthode souffre d'une sensibilité à la taille de l'îlot. Nous avons conservé ici tous les îlots de plus d'un demi hectare car la qualité de la détermination était satisfaisante (plus de 80 %). De

plus, l'utilisation du NDVI par l'intermédiaire d'un modèle de simulation de la dispersion nous permet après validation par des données biologiques (inventaires botaniques) de proposer un réseau de connexions ainsi qu'une carte de la dispersion des propagules.

Les résultats de notre étude indiquent un grand morcellement des îlots dans le centre du département, dû à la structure pavillonnaire du tissu urbain. Ils permettent, de plus, de mettre en évidence la structuration en quatre principales méta-communautés, situées au nord et à l'est du département. Cette structuration en différentes méta-communautés permet de localiser les barrières qui les séparent, comme par exemple les abords de l'autoroute A1 au nord du département, qui sépare les méta-communautés jaune et verte de la figure X. La localisation de ces barrières peut aider à identifier les zones où des aménagements bénéfiques à la biodiversité sont nécessaires pour améliorer la connectivité en Seine-Saint-Denis. Il est à noter que ces réseaux d'îlots plus ou moins interconnectés dépassent les frontières administratives du département. Cette discordance entre découpage administratif et cohérence écologique illustre la nécessité pour les départements limitrophes de coordonner leurs projets de TVB respectifs pour garantir leur efficacité, dans la perspective du SRCE. Cela est d'autant plus important que nous montrons par ailleurs que le département et la région sont les principaux propriétaires des espaces jouant un rôle important dans la connectivité du département, ils disposent donc de leviers d'action pour préserver ou améliorer cette connectivité.

D'un point de vue méthodologique, ces travaux de recherche montrent qu'il est possible, dans un paysage contrasté comme le milieu urbain et péri-urbain, de s'affranchir de la subjectivité des avis d'experts par l'utilisation de méthodes standardisées permettant, d'une part, de rechercher les habitats, et d'autre part, d'estimer les connexions entre ceux-ci.

## REFERENCES

Muratet, A., Lorrilliere, R., Clergeau, P., & Fontaine, C. (2013). Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape ecology*, 28(1), 95-105.

Nei, M. (1973) Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc Natl Acad Sci USA*, 70: 3321-3323

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., & Wagner, H. (2013) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Jombart T. (2008) adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics* 24: 1403-1405