

## I. Introduction

Au cours des dernières décennies, la pollution lumineuse est devenue l'une des principales pressions anthropiques, ayant un impact sur la qualité de l'environnement nocturne et perturbant de nombreux processus écologiques (Hölker et al., 2010). L'augmentation de l'éclairage artificiel la nuit, connu sous le nom d'Artificial Light At Night (ALAN), est un phénomène en pleine expansion à l'échelle mondiale, en raison de l'urbanisation croissante et de la multiplication des infrastructures lumineuses (Gaston et al., 2014). Bien que les effets de l'ALAN sur la santé humaine soient largement étudiés, ses conséquences écologiques, notamment sur la biodiversité, suscitent une préoccupation croissante dans la littérature scientifique.

L'ALAN impacte une variété de taxons allant des invertébrés aux mammifères, en passant par les oiseaux, reptiles, amphibiens et plantes, dans des écosystèmes terrestres et aquatiques (Longcore et Rich, 2004 ; Gaston et Bennie, 2014). Il induit des modifications au niveau des déplacements des espèces (Stone et al., 2009), de la phénologie (Bennie et al., 2016), des interactions entre espèces (Underwood et al., 2017), ainsi que des processus écologiques cruciaux tels que la pollinisation (Knop et al., 2017). En plus de ses effets directs, l'ALAN contribue à la fragmentation des habitats sombres, compromettant ainsi la connectivité écologique.

L'un des principaux sujets d'inquiétude actuels concerne l'impact de la pression lumineuse sur les aires naturelles protégées (ANP), qui sont conçues comme des refuges pour la biodiversité. Selon une étude menée par Guetté et al. (2018), bien que l'ALAN (Artificial Light At Night) reste relativement faible et stable à l'intérieur des ANP à l'échelle mondiale, elle atteint des niveaux plus élevés dans les zones périphériques immédiates (0-25 km) et tend à croître dans un second cercle (25-75 km). Cette tendance entraîne une augmentation de l'isolement spatial des ANP, qui se transforment progressivement en "îlots sombres" au sein de paysages de plus en plus façonnés par l'activité humaine.

Les données de télédétection nocturne, telles que les séries DMSP-OLS (Defense Meteorological Satellite Program - Operational Linescan System),

constituent une ressource importante pour analyser l'évolution spatio-temporelle de la pollution lumineuse depuis les années 1990 (Elvidge et al., 1997 ; Zhang et al., 2016). Ces données permettent d'utiliser la lumière comme indicateur de l'impact humain et de ses changements sur les territoires (Gaston et al., 2015).

Dans ce contexte, notre étude vise à reproduire à l'échelle régionale (Nouvelle-Aquitaine, France) la méthodologie mise en place par Guetté et al. (2018) à l'échelle mondiale. L'objectif de cette étude est double : premièrement, évaluer la distribution spatiale et les évolutions temporelles de l'éclairage artificiel de nuit (ALAN) à l'intérieur et aux abords des Aires Naturelles Protégées (ANP) régionales sur la période de 1992 à 2012. Deuxièmement, analyser ces évolutions en fonction d'un gradient de distance par rapport aux limites des ANP afin de mieux appréhender le niveau d'isolement lumineux de ces zones protégées.

## II. Matériels et méthodes

### 1. Données

L'ensemble de données de la Base de données mondiale des aires protégées (BDMAP) à l'échelle de la France a été téléchargé gratuitement depuis le portail suivant : [Explore the World's Protected Areas](#).

Cette base de données comprend au total 6 804 ANP (terrestres et marines) au format vectoriel. Cependant pour notre étude, nous avons exclu les ANP marines et gardé que les ANP terrestres, représentant un total de 6 530 entités pour une superficie moyenne de 3 269 hectares.

Nous avons téléchargé 19 images composites annuelles (1992-2012) de lumières stables nocturnes à partir de (<http://urban.yale.edu/data>) qui ont été créées avec des données du DMSP/OLS. Cependant, les images de 1999 et 2007 ont été exclues. Le jeu de données contient les données de six satellites (F10, F12, F14, F15, F16 et F18) recueillies sur une période de 20 ans, de 1993 à 2012. Ces données mesurent la moyenne annuelle de la lumière stable, exprimée en luminosité (ou "DN" pour "Digital Number"), avec une échelle de 0 à 63. Zéro représente l'obscurité, tandis que les zones urbaines très éclairées saturant généralement à des valeurs de

63. Les images ont une résolution spatiale d'environ 1km<sup>2</sup>.

A ces données, s'ajoute d'autres sources de données au format vectoriel tels que les régions françaises et celle de la France métropolitaine, que nous avons téléchargé sur le site de l'IGN ([Admin Express | Géoservices](#)).

L'ensemble de ces données a été reprojeté dans le système de coordonnées WGS 84 pour garantir leur compatibilité géospatiale.

## 2. Méthodes

Le traitement des données s'est déroulé en trois étapes principales : d'abord sur une machine virtuelle (Ubuntu), ensuite avec le logiciel QGIS version 3.38, et enfin avec R version 2024 -12.1.

Sous la machine virtuelle, les rasters globaux de lumière ont été découpés à l'échelle de la France métropolitaine via la commande "**gdalwarp**", dans un environnement CONDA dédié (GeoData), pour d'automatiser les traitements par un script. Un script shell a été élaboré pour itérer cette opération sur 19 années de données, en se basant sur une liste de fichiers générée dynamiquement avec la commande "**ls**". Une fois les rasters découpés à l'échelle de la France métropolitaine, un stack final a été produit, compilant l'ensemble des années dans un fichier unique au format ".tif". Ensuite, afin d'extraire des indicateurs quantitatifs à partir de la série temporelle, à l'échelle des pixels, deux fonctions ont été développées en langage R et encapsulées en scripts ".rsx" pour leur intégration dans le modèleur graphique de Qgis : la moyenne et les tendances de Mann Kendall.

Un modèleur graphique Qgis a été construit pour systématiser les traitements suivants :

- Découpage du stack lumière national à l'échelle la région Nouvelle-Aquitaine ;
- Sélection des ANP contenues dans la région d'étude ;
- Calcul des valeurs moyennes d'ALAN et leurs tendances temporelles tout au long de la série Night-Time Light (NTL) à l'aide des fonctions R implémenté dans Qgis, aboutissant à deux cartes rasters ;
- Calcul de la distance euclidienne depuis chaque pixel du raster lumière régional vers les limites des ANP. Les valeurs sont exprimées en kilomètres négatifs pour les zones situées à l'intérieur des ANP, et en

kilomètres positifs pour celles à l'extérieur. Par exemple, une valeur de - 5 indique que le pixel est à 5 km de la frontière d'une ANP, tandis qu'une valeur de +5 signifie que le pixel est à 5 km de à l'extérieur d'une ANP. Les valeurs nulles ou proche de de zéro correspondent aux zones situées dans un rayon d'1 km des frontières des ANP (1km à l'intérieur ou 1 km à l'extérieur des frontières des ANP) ;

- Fusion des ALAN moyen, de sa tendance et de la distance par rapport aux limites des ANP.

Avec R, toutes les valeurs de ALAN moyen ont été classés selon un gradient continu de distance, répartis en 20 classes de taille inégales. Pour chaque classe, la moyenne et l'écart type de l'ALAN, de sa tendance et de la distance par rapport aux ANP ont été calculés.

## III. Résultats

### 1. Carte de l'ALAN moyen et de sa tendance

Du sud au nord, et de l'est à l'ouest, les zones les plus soumises à l'ALAN se situent dans le nord et l'est de la région. Ces foyers lumineux correspondent principalement aux grandes agglomérations urbaines notamment Bordeaux, Limoges, Pau, La Rochelle, Angoulême, ainsi qu'au littoral aquitain autour de Bayonne et de l'estuaire de la Gironde ; à l'inverse, les zones rurales, notamment dans les Pyrénées, le nord de la Dordogne, le sud de la Creuse ou encore les Landes intérieures, affichent des niveaux d'ALAN très faibles, souvent proche de 0 (Figure 1A).

La carte de la tendance temporelle de l'ALAN présente un tableau différent (Figure 1B). Alors que l'ALAN a diminué dans les principaux foyers lumineux (les grandes agglomérations urbaines), elle a légèrement augmenté dans la plupart des zones rurales où le niveau d'ALAN était initialement faible.

### 2. Répartition spatiale de l'ALAN en fonction de la distance par rapport aux frontières des ANP

A l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, L'ALAN moyen diffère selon les 20 classe de taille inégale de distance des frontières des ANP. L'ALAN moyen dans les ANP est plus faible (DN de 518)

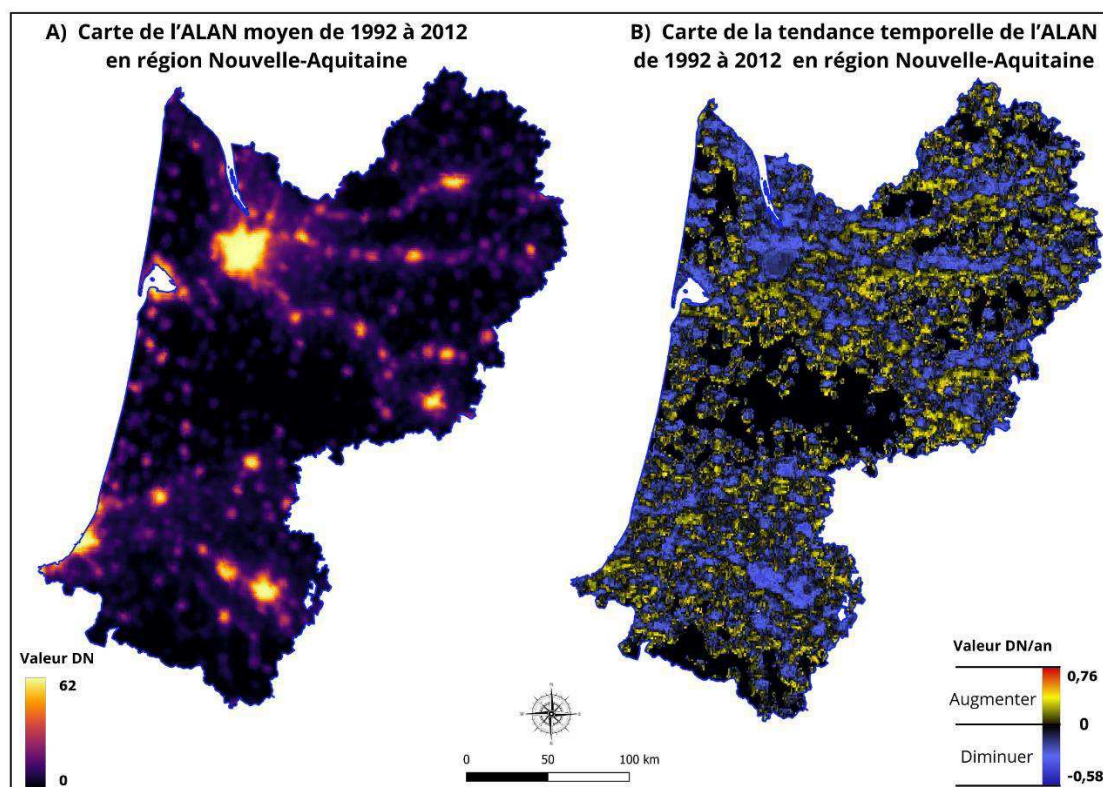


Figure 1 : Carte de région Nouvelle-Aquitaine (France) de la lumière artificielle nocturne moyenne (ALAN) de 1992 à 2012 (A) et de son évolution temporelle (B) sur la même période.

à environ 2 km mais plus élevé à 500 m (DN de 1 066) – pic maximal - (Figure 2A). Entre 1 et 3 km au-delà des frontières des ANP, le pic de l'ALAN est toujours observé. Cependant, au-delà de cette zone tampon, l'ALAN diminue progressivement jusqu'à environ 15 km, où il atteint un palier stable autour de 550 – 650 DN, en dessous de la moyenne générale calculée pour l'ensemble des distances (valeur DN de 796, 81). Une légère ré augmentation est notée au-delà de 20 km.

La tendance temporelle de l'ALAN diffère selon les 20 classes de taille inégale de distance par rapport aux frontières des ANP (Figure 2B). À l'intérieur des ANP, la tendance de l'ALAN est plus faible, avec des valeurs autour de 0,021 DN/an, tandis qu'à l'extérieur de la frontière, elle augmente progressivement pour atteindre une valeur maximale de 0,066 DN/an à environ 10 km, avant de diminuer. Entre 15 km et 24 km des frontières des ANP, la tendance de l'ALAN est inférieure à la moyenne générale (0,04 DN/an), sauf pour les distances entre 18,5 km et 20 km où elle est supérieure à cette moyenne.

#### IV. Discussion

Nos résultats montrent que, comme à l'échelle mondiale (Guetté et al., 2018) les ANP de la région Nouvelle-Aquitaine présentent des niveaux

d'ALAN significativement faibles que les zones environnantes. Cela confirme que les ANP continuent de jouer un rôle de réservoirs de faible pollution lumineuse, agissant comme des « îlots sombres » dans un paysage de plus en plus éclairé (Gaston et al., 2015). Cependant, notre étude révèle également une augmentation rapide de l'ALAN juste à la périphérie immédiate des ANP : le pic moyen de l'ALAN est observé à environ 500 mètres des frontières des ANP (à l'intérieur), avant de diminuer progressivement jusqu'à 15 km autour des ANP. Cette configuration est analogue à celle décrite par Guetté et al. (2018), qui avaient identifié un pic d'ALAN dans une ceinture de 0-25 km autour des aires protégées à l'échelle mondiale. Elle souligne l'importance de la pression lumineuse anthropique croissante dans les marges des espaces protégés.

La tendance temporelle de l'ALAN suit une dynamique comparable : la croissance de l'éclairage est plus marquée à l'extérieur immédiat des ANP, atteignant un maximum à environ 10 km, tandis qu'elle reste plus faible à l'intérieur même des espaces protégés. Ce décalage spatial entre les pics de moyenne et de tendance, déjà relevé par Guetté et al. (2018), reflète une dynamique d'étalement urbain progressif (Guetté et al., 2018), renforçant les pressions à la périphérie des ANP.



Ces résultats confirment également que malgré une relative protection, les aires naturelles protégées ne sont pas à l'abri des pressions lumineuses provenant de leur environnement proche, et plusieurs mécanismes peuvent expliquer cette situation (Scholte et De Groot, 2010).

Cependant, l'isolation spatiale des ANP en raison de la croissance de la pollution lumineuse pose des défis pour la connectivité écologique. Des récente étude ont révélé que la lumière artificielle peut agir comme une barrière pour de nombreuses espèces nocturnes sensibles, perturbant leurs déplacements, leur comportement de reproduction et leurs accès à des habitats adjacents (Gaston et al., 2014).

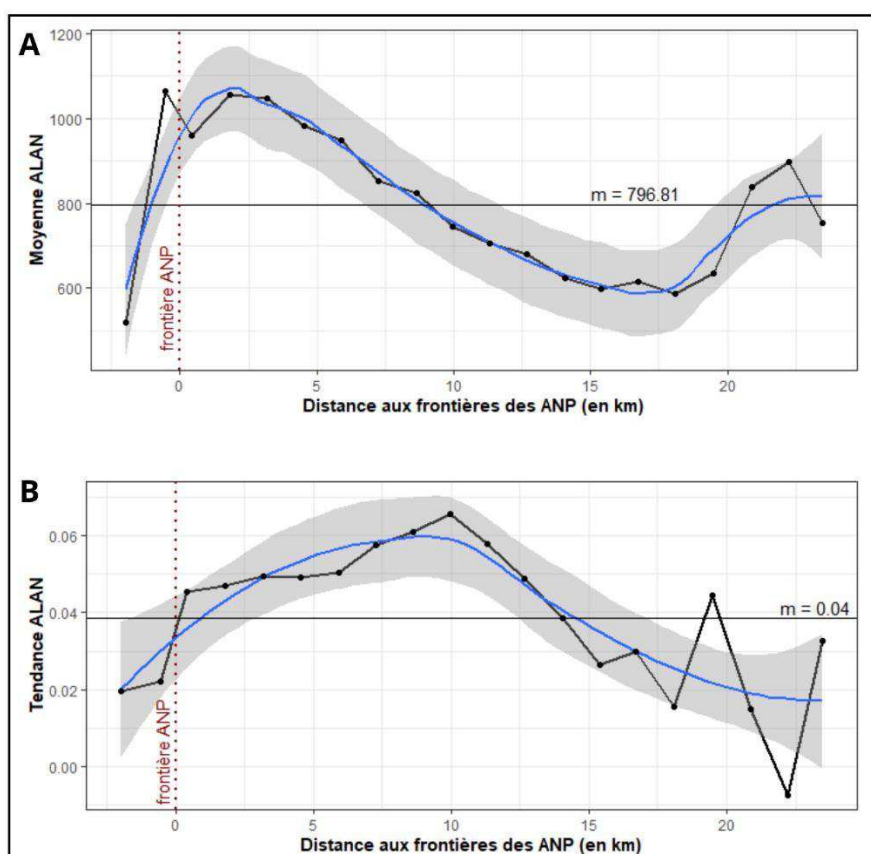


Figure 2 : Graphiques de (A) la lumière artificielle nocturne moyenne (ALAN) et (B) sa tendance temporelle en fonction de la distance (en km) des limites des aires naturelles protégées (ANP).

## Référence bibliographique

Bennie J., Davies T. W., Cruse D. et Gaston K. J., 2016, Ecological effects of artificial light at night on wild plants, *Journal of Ecology*, 104(3), p. 611-620. DOI : [10.1111/1365-2745.12551](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12551)

Elvidge C. D., 1997, Mapping City Lights With Nighttime Data from the DMSP Operational Linescan System.

Gaston K. J. et Bennie J., 2014, Demographic effects of artificial nighttime lighting on animal populations, *Environmental Reviews*, 22(4), p. 323-330. DOI : [10.1139/er-2014-0005](https://doi.org/10.1139/er-2014-0005)

Gaston K. J., Davies T. W., Bennie J. et Hopkins J., 2012, Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and developments, *The Journal of Applied Ecology*, 49(6), p. 1256-1266. DOI : [10.1111/j.1365-2664.2012.02212.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02212.x)

Gaston K. J., Duffy J. P. et Bennie J., 2015, Quantifying the erosion of natural darkness in the global protected area system, *Conservation Biology: The Journal of the Society for*

*Conservation Biology*, 29(4), p. 1132-1141. DOI : [10.1111/cobi.12462](https://doi.org/10.1111/cobi.12462)

Guetté A., Godet L., Juigner M. et Robin M., 2018, Worldwide increase in Artificial Light At Night around protected areas and within biodiversity hotspots, *Biological Conservation*, 223, p. 97-103. DOI : [10.1016/j.biocon.2018.04.018](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.018)

Hölker F., Moss T., Griefahn B., Kloas W., Voigt C., Henckel D., Hänel A., Kappeler P., Voelker S., Schwöpe A., Franke S., Uhrlandt D., Fischer J., Klenke R., Wolter C. et Tockner K., 2010, The Dark Side of Light: A Transdisciplinary Research Agenda for Light Pollution Policy, *Ecology and Society*, 15, p. 13. DOI : [10.5751/ES-03685-150413](https://doi.org/10.5751/ES-03685-150413)

Knop E., Zoller L., Ryser R., Gerpe C., Hörler M. et Fontaine C., 2017, Artificial light at night as a new threat to pollination, *Nature*, 548(7666), p. 206-209. DOI : [10.1038/nature23288](https://doi.org/10.1038/nature23288)

Longcore T. et Rich C., 2004, Ecological light pollution, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(4), p. 191-198. DOI : [10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0191:ELP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2)

Scholte P. et De Groot W. T., 2010, From Debate to Insight: Three Models of Immigration to Protected Areas, *Conservation Biology*, 24(2), p. 630-632. DOI : [10.1111/j.1523-1739.2009.01314.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01314.x)

Stone E. L., Jones G. et Harris S., 2009, Street Lighting Disturbs Commuting Bats, *Current Biology*, 19(13), p. 1123-1127. DOI : [10.1016/j.cub.2009.05.058](https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.058)

Underwood C. N., Davies T. W. et Queirós A. M., 2017, Artificial light at night alters trophic interactions of intertidal invertebrates, *The Journal of Animal Ecology*, 86(4), p. 781-789. DOI : [10.1111/1365-2656.12670](https://doi.org/10.1111/1365-2656.12670)

Zhang Q., Pandey B. et Seto K. C., 2016, A Robust Method to Generate a Consistent Time Series From DMSP/OLS Nighttime Light Data, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 54(10), p. 5821-5831. DOI : 10.1109/TGRS.2016.25