



HAL
open science

Effet des perturbateurs endocriniens sur la faune sauvage

Philippine Spangenberg

► **To cite this version:**

Philippine Spangenberg. Effet des perturbateurs endocriniens sur la faune sauvage. Sciences du Vivant [q-bio]. 2024. dumas-04634908

HAL Id: dumas-04634908

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04634908v1>

Submitted on 4 Jul 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2024 - Thèse n° 012

**EFFETS DES PERTURBATEURS ENDOCRINIENS
SUR LA FAUNE SAUVAGE**

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 14 juin 2024
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

SPANGENBERGER Philippine

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2024 - Thèse n° 012

**EFFETS DES PERTURBATEURS ENDOCRINIENS
SUR LA FAUNE SAUVAGE**

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 14 juin 2024
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

SPANGENBERGER Philippine

Liste des enseignants du Campus vétérinaire de Lyon (13/03/2024)

| | | | |
|-----|---------------------|---------------|--|
| Mme | ABITBOL | Marie | Professeur |
| M. | ALVES-DE-OLIVEIRA | Laurent | Maître de conférences |
| Mme | ARCANGIOLI | Marie-Anne | Professeur |
| Mme | AYRAL | Florence | Maître de conférences |
| Mme | BECKER | Claire | Professeur |
| Mme | BELLUCO | Sara | Maître de conférences |
| Mme | BENAMOU-SMITH | Agnès | Maître de conférences |
| M. | BENOIT | Etienne | Professeur |
| M. | BERNY | Philippe | Professeur |
| Mme | BLONDEL | Margaux | Maitre de conférences |
| M. | BOURGOIN | Gilles | Maître de conférences |
| Mme | BRASSARD | Colline | Maitre de conférences (stagiaire) |
| M. | BRUTO | Maxime | Maître de conférences |
| M. | BRUYERE | Pierre | Maître de conférences |
| M. | BUFF | Samuel | Professeur |
| M. | BURONFOSSE | Thierry | Professeur |
| M. | CACHON | Thibaut | Maître de conférences |
| M. | CADORÉ | Jean-Luc | Professeur |
| Mme | CALLAIT-CARDINAL | Marie-Pierre | Professeur |
| Mme | CANNON | Leah | Maître de conférences (stagiaire) |
| M. | CHABANNE | Luc | Professeur |
| Mme | CHALVET-MONFRAY | Karine | Professeur |
| M. | CHANOIT | Guillaume | Professeur |
| M. | CHETOT | Thomas | Maître de conférences |
| Mme | DE BOYER DES ROCHES | Alice | Professeur |
| Mme | DELIGNETTE-MULLER | Marie-Laure | Professeur |
| Mme | DJELOUADJI | Zorée | Professeur |
| Mme | ESCRIOU | Catherine | Maître de conférences |
| M. | FRIKHA | Mohamed-Ridha | Maître de conférences |
| M. | GALIA | Wessam | Maître de conférences |
| M. | GILLET | Benoit | Maître de conférences |
| Mme | GILOT-FROMONT | Emmanuelle | Professeur |
| M. | GONTHIER | Alain | Maître de conférences |
| Mme | GREZEL | Delphine | Maître de conférences |
| Mme | HUGONNARD | Marine | Maître de conférences |
| Mme | JEANNIN | Anne | Inspecteur en santé publique vétérinaire |
| Mme | JOSSON-SCHRAMME | Anne | Chargée d'enseignement contractuelle |
| M. | JUNOT | Stéphane | Professeur |
| M. | KODJO | Angeli | Professeur |
| Mme | KRAFFT | Emilie | Maître de conférences |
| Mme | LAABERKI | Maria-Halima | Maître de conférences |
| Mme | LAMBERT | Véronique | Maître de conférences |
| Mme | LE GRAND | Dominique | Professeur |
| Mme | LEBLOND | Agnès | Professeur |
| Mme | LEDoux | Dorothée | Maître de conférences |
| M. | LEFEBVRE | Sébastien | Maître de conférences |
| Mme | LEFRANC-POHL | Anne-Cécile | Maître de conférences |
| M. | LEGROS | Vincent | Maître de conférences |
| M. | LEPAGE | Olivier | Professeur |
| Mme | LOUZIER | Vanessa | Professeur |
| M. | LURIER | Thibaut | Maître de conférences |
| M. | MAGNIN | Mathieu | Maître de conférences |
| M. | MARCHAL | Thierry | Professeur |
| Mme | MOSCA | Marion | Maître de conférences |
| M. | MOUNIER | Luc | Professeur |
| Mme | PEROZ | Carole | Maître de conférences |
| M. | PIN | Didier | Professeur |
| Mme | PONCE | Frédérique | Professeur |
| Mme | PORTIER | Karine | Professeur |
| Mme | POUZOT-NEVORET | Céline | Professeur |
| Mme | PROUILLAC | Caroline | Professeur |

| | | | |
|-----|----------------|----------|-----------------------|
| M. | RACHED | Antoine | Maitre de conférences |
| Mme | REMY | Denise | Professeur |
| Mme | RENE MARTELLET | Magalie | Maître de conférences |
| M. | ROGER | Thierry | Professeur |
| M. | SAWAYA | Serge | Maître de conférences |
| M. | SCHRAMME | Michael | Professeur |
| Mme | SERGENTET | Delphine | Professeur |
| M. | TORTEREAU | Antonin | Maître de conférences |
| Mme | VICTONI | Tatiana | Maître de conférences |
| M. | ZENNER | Lionel | Professeur |

Remerciements au Jury

A Monsieur le Professeur Philippe BERNY,

De Vetagro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury de thèse,

Mes hommages respectueux.

A Madame la Professeur Caroline PROUILLAC,

De Vetagro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Pour avoir accepté d'encadrer ce travail,

Pour votre aide et votre disponibilité,

Sincères remerciements.

A Madame la Professeur Marie-Pierre CALLAIT-CARDINAL,

De Vetagro Sup, Campus vétérinaire de Lyon,

Pour avoir accepté de prendre part au jury de cette thèse,

Sincères remerciements.

Table des matières

| | |
|---|----|
| Liste des figures..... | 11 |
| Liste des tableaux..... | 13 |
| Liste des abréviations..... | 15 |
| Introduction..... | 17 |
| I- Les perturbateurs endocriniens | 19 |
| 1) Présentation | 19 |
| a) Définition..... | 19 |
| b) Les organes du système endocrinien | 19 |
| c) Exposition aux perturbateurs endocriniens..... | 22 |
| d) Législation autour des perturbateurs endocriniens..... | 23 |
| 2) Le Mercure | 24 |
| 3) Les Polluants Organiques Persistants (POP)..... | 26 |
| a) Les Polychlorobiphényles (PCB) | 26 |
| b) Le Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) | 27 |
| c) Les Polybromodiphényléthers (PBDE)..... | 28 |
| 4) Cinétique et dynamique des perturbateurs endocriniens | 29 |
| a) Absorption..... | 29 |
| b) Distribution..... | 30 |
| c) Biotransformation et détoxification..... | 31 |
| d) Excrétion et stockage | 32 |
| e) Modifications du génome et conséquences sur le long terme | 33 |
| f) Influence des interactions : co contaminants ou effet cocktail | 34 |
| 5) Synthèse | 35 |
| II- Origine, transport et distribution des perturbateurs endocriniens étudiés | 37 |
| 1) Origine géographique..... | 37 |
| a) Origine naturelle du mercure..... | 37 |
| b) Origine anthropique du mercure | 39 |
| c) Origine des POP..... | 42 |
| 2) Transport des perturbateurs endocriniens | 45 |
| a) Transport via l'atmosphère | 45 |
| b) Transport via les précipitations..... | 48 |
| c) Transport via l'hydrosphère | 49 |
| 3) Distribution mondiale préférentielle..... | 51 |
| a) Contamination locale | 51 |

| | | |
|------|---|----|
| b) | Contamination des endroits les plus reculés | 52 |
| c) | L'enjeu de l'Arctique | 53 |
| 4) | Passage des polluants dans la biosphère | 55 |
| a) | Définitions | 55 |
| b) | Bioamplification dans les réseaux trophiques aquatiques..... | 56 |
| c) | Bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres..... | 59 |
| III- | Effets des perturbateurs endocriniens sur l'ours blanc : une espèce en haut de la chaîne alimentaire dans un environnement à risque | 63 |
| 1) | Présentation de l'espèce | 63 |
| a) | Habitat..... | 63 |
| b) | Biologie générale..... | 64 |
| c) | Alimentation..... | 64 |
| d) | Reproduction..... | 65 |
| e) | Statut de conservation et menaces..... | 66 |
| 2) | Passage des perturbateurs endocriniens dans l'organisme..... | 67 |
| a) | Influence du régime alimentaire | 67 |
| b) | Contamination des jeunes..... | 68 |
| 3) | Devenir des perturbateurs endocriniens chez l'ours polaire | 68 |
| a) | Distribution dans l'organisme | 68 |
| b) | Les biotransformations réalisées par les ours polaires..... | 69 |
| c) | Excrétion et stockage | 69 |
| 4) | Effets sur les individus | 70 |
| a) | Effets moléculaires et biomarqueurs | 70 |
| b) | Effets sur la croissance et le développement..... | 71 |
| c) | Effets sur le système immunitaire..... | 72 |
| d) | Effets neurologiques | 72 |
| e) | Effets sur le métabolisme énergétique | 73 |
| f) | Effets sur les hormones thyroïdiennes..... | 74 |
| g) | Effets sur l'histopathologie hépatique et rénale..... | 75 |
| h) | Effets sur les paramètres sanguins..... | 75 |
| i) | Effets sur la reproduction..... | 75 |
| 5) | Conséquences sur les populations et les communautés | 76 |
| a) | Modification de la structure génétique et de la dynamique des populations..... | 76 |
| b) | Effets des polluants sur la population d'ours polaires | 77 |
| c) | Effets sur la structure des communautés | 78 |
| IV- | Evolution au cours des années en fonction des décisions politiques et des découvertes scientifiques..... | 81 |

| | |
|---|----|
| 1) Evolution de la situation en fonction des décisions politiques | 81 |
| a) Effets des directives sur la production mondiale des polluants | 81 |
| b) Conséquences sur l'environnement et la faune sauvage | 82 |
| c) Emergence de nouveaux polluants : une erreur qui se répète ? | 86 |
| 2) Des solutions scientifiques pour assainir l'environnement..... | 87 |
| a) La physique au service de l'écologie : la dégradation photocatalytique | 87 |
| b) L'utilisation de microorganismes dans la dégradation des POP | 88 |
| 3) Prévisions climatiques et avenir des ours polaires | 89 |
| a) Réchauffement climatique en Arctique | 89 |
| b) Impacts du réchauffement climatique sur le transport et la distribution des contaminants.. | 91 |
| c) Impacts du réchauffement climatique sur la toxicité des contaminants..... | 93 |
| Conclusion..... | 97 |
| Bibliographie..... | 99 |

Table des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Localisation des différents organes endocrines chez le chien..... | 22 |
| Figure 2 : Mécanismes d'action des perturbateurs endocriniens..... | 23 |
| Figure 3 : Structure des PCB..... | 27 |
| Figure 4 : Exemple d'énantiomères..... | 27 |
| Figure 5 : Structure du DDT..... | 27 |
| Figure 6 : Structure des PBDE..... | 28 |
| Figure 7 : Les différents types de transports membranaires..... | 30 |
| Figure 8 : Exemple de biotransformation des PCB..... | 31 |
| Figure 9 : Cycle du mercure au sein des océans..... | 35 |
| Figure 10 : Cycle préindustriel du mercure et perturbations liées aux activités humaines..... | 35 |
| Figure 11 : Part de chaque région du monde dans l'émission globale de mercure (en %)..... | 36 |
| Figure 12 : Consommation de charbon dans le monde entre 2000 et 2016..... | 37 |
| Figure 13 : Les 20 plus grosses mines d'or du monde..... | 37 |
| Figure 14 : Proportion des mines d'or en Afrique entre 2005 et 2009..... | 38 |
| Figure 15 : Localisation des feux via le système VIIRS (le 26/09/2023)..... | 38 |
| Figure 16 : Les territoires de l'industrie en 2016..... | 39 |
| Figure 17 : Les différents types d'agriculture dans le monde..... | 40 |
| Figure 18 : Utilisation totale des pesticides par région du monde..... | 41 |
| Figure 19 : Proportion des catégories de pesticides utilisés par région..... | 42 |
| Figure 20 : Les différentes couches de l'atmosphère..... | 43 |
| Figure 21 : Mouvements horizontaux des masses d'air autour du globe..... | 43 |
| Figure 22 : Modèle général de circulation atmosphérique..... | 44 |
| Figure 23 : Schéma d'une particule de brouillard chargée de polluants..... | 45 |
| Figure 24 : La circulation thermohaline..... | 46 |
| Figure 25 : Schéma du mécanisme d'inversion thermique..... | 48 |
| Figure 26 : Carte de l'Arctique..... | 49 |
| Figure 27 : Bioamplification du DDT dans le réseau trophique aquatique du Clear Lake..... | 52 |
| Figure 28 : Bioamplification du DDT dans le réseau trophique du lac Kariba..... | 52 |
| Figure 29 : Bioamplification du DDT dans la chaîne trophique terrestre faisant intervenir les vers de terre..... | 54 |
| Figure 30 : Habitat et tendance des populations d'ours polaires..... | 56 |
| Figure 31 : L'épaisseur et la couleur des poils de l'ours polaire varient en fonction des saisons..... | 57 |
| Figure 32 : Taux de natalité en fonction de l'âge de l'ourse polaire..... | 58 |
| Figure 33 : Groupe sensibles ou tolérants aux contaminants..... | 69 |
| Figure 34 : Concentrations en PCB en fonction des années et des tissus chez les ours polaires..... | 71 |
| Figure 35 : Concentrations en PCB en fonction des années et des régions chez les ours polaires..... | 72 |
| Figure 36 : Production mondiale de PCB et concentrations chez les phoques et ours polaires en fonction du temps..... | 72 |
| Figure 37 : Evolution de la concentration en PCB et DDT chez les ours polaires en fonction | |

| | |
|---|----|
| des années..... | 73 |
| Figure 38 : Evolution des concentrations de mercure chez les ombles chevaliers en fonction des années..... | 74 |
| Figure 39 : Evolution de la concentration en BDE-153 chez les ours polaires en fonction des années..... | 75 |
| Figure 40 : Les différents mécanismes entrepris par les microorganismes pour augmenter la biodisponibilité des POP..... | 76 |
| Figure 41 : Diminution de la surface de la banquise et modification de son âge au cours des années..... | 78 |

Table des tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau I : Classification des substances cancérogènes..... | 26 |
| Tableau II : Synthèse des caractéristiques des perturbateurs endocriniens étudiés..... | 33 |
| Tableau III : Exemples d'enzymes utilisées comme biomarqueurs d'exposition à des contaminants..... | 62 |

Liste des abréviations

ACTH : hormone adrénocorticotrope
ADH : vasopressine
ADN : acide désoxyribonucléique
ATP : Adénosine triphosphate
CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer
CYP : cytochrome P450
DDD : Dichlorodiphényldichloroéthane
DDE : Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane
FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
Fbc : facteur de bioconcentration
Fc : facteur de concentration
FSH : hormone folliculo-stimulante
Ft : facteur de transfert
GST : glutathion-S-transférase
HDL : high density lipoproteins
Hg0 : mercure sous forme élémentaire gazeuse
Hg(II) : forme de mercure divalent ionique
HgS : sulfure de mercure
IEA : Accords Internationaux sur l'Environnement
Ig : immunoglobuline
LH : hormone lutéinisante
MetHg : mercure sous forme méthylée
OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques
ONU : Organisation des Nations Unies
O2 : dioxygène
O3 : ozone
PBDE : polybromodiphényléthers
PCB : polychlorobiphényles
PEPPER : Plateforme Public-privé sur la pré-validation des méthodes d'essai sur les Perturbateurs EndocRiniens
PIB : produit intérieur brut
PIC : *Prior Informed Consent*
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
POP : Polluants Organiques Persistants
PPARG : récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxysomes
PXR : pregnane X receptor
REACH : EnRegistrement, Evaluation, Autorisation des substances CHimiques
TiO2 : dioxyde de titane
TNF : facteur de nécrose tumorale
TSCA : *Toxic Substances Control Act*
TSH : thyroostimuline

TTR : transthyrétine

T3 : triiodothyronine

T4 : thyroxine

UGT : UDP-glucuronosyl transférase

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UV : ultra-violets

VIIRS : *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*

Introduction

Ces dernières années, les chercheurs ont mis en évidence qu'un certain nombre de produits chimiques synthétisés et utilisés par l'Homme étaient capables d'imiter l'action de certaines hormones endogènes. L'hypothèse selon laquelle les altérations observées dans le développement reproducteur chez certaines espèces sauvages étaient dues à l'exposition de ces substances a été formulée. Pour autant, si on retrouve de nombreuses réglementations et limites acceptables quant aux concentrations de ces substances dans les produits destinés à la consommation humaine, il n'y a que très peu d'objectivation de l'exposition de la faune sauvage à ces produits et donc de mesures de protection mises en place.

D'autre part, bien que la plupart des effets observés actuellement sur les Hommes concernent des zones fortement polluées, les perturbateurs endocriniens concernent le monde entier. Ils sont capables d'être transportés autour du globe et d'atteindre des zones reculées. Ils sont ainsi retrouvés dans l'atmosphère, l'eau de pluie, des lacs, des rivières et des océans, ainsi qu'à la surface des continents. Ils sont ensuite capables de passer dans la biosphère, de s'y accumuler et de causer des dysfonctionnements dans les organismes végétaux, animaux et humains.

L'objectif de ce travail est d'établir quels sont les mécanismes d'actions des perturbateurs endocriniens chez des espèces de la faune sauvage et quelles sont les conséquences à court, moyen et long terme de leur exposition. La faune sauvage évolue dans un écosystème en perpétuel changement et les interactions entre l'action des perturbateurs endocriniens et les caractéristiques physiques du biotope sont également importantes à déterminer afin d'anticiper les tendances futures.

Dans une première partie, sont exposées les caractéristiques générales des perturbateurs endocriniens, comme leur définition, leur législation, leur cinétique et dynamique chez un être vivant. Quatre exemples de substances y sont présentés, ils sont ensuite étudiés dans chaque partie de ce travail. Dans un deuxième temps, nous avons étudiés les sources de ces substances ainsi que les modalités de transport qui engendrent leur distribution dans l'ensemble du globe. Nous avons ensuite présenté, au travers de l'exemple de l'ours polaire, les effets qu'ont ces polluants sur le fonctionnement des organismes ainsi que les conséquences qu'ils peuvent avoir sur les populations et l'écosystème dans lequel elles évoluent. Enfin, nous avons étudié les évolutions de la production, du transport et de l'écotoxicité des perturbateurs endocriniens au cours des années en fonction des décisions politiques, des solutions scientifiques développées ainsi que du réchauffement climatique.

I- Les perturbateurs endocriniens

1) Présentation

a) Définition

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé, un perturbateur endocrinien est une « substance chimique d'origine naturelle ou synthétique, étrangère à l'organisme et susceptible d'interférer avec le fonctionnement du système endocrinien, c'est-à-dire des cellules et organes impliqués dans la production des hormones et leur action sur les cellules dites « cibles » via des récepteurs ». Les perturbateurs endocriniens peuvent avoir un effet néfaste sur tous les êtres vivants (Ministère de la santé et de la Prévention 2023).

b) Les organes du système endocrinien

L'homéostasie des organismes est assurée par les organes endocrines, qui travaillent en interaction les uns avec les autres via la libération d'hormones dans la circulation sanguine. Les différents acteurs du système endocrinien sont listés ci-dessous (Figure 1).

- Le **complexe hypothalamo-hypophysaire** est un ensemble de glandes situé à la base du cerveau. Il produit plusieurs hormones qui servent entre autres à contrôler d'autres organes endocrines. L'une d'entre elle, l'*ocytocine* provoque les contractions utérines lors de la mise bas, ainsi que celles des canaux galactophores situés dans les mamelles pour la libération du lait. La *vasopressine* (ADH) permet l'équilibre hydroélectrolytique en ajustant l'élimination d'eau à la pression osmotique et la volémie. La *prolactine* permet la production lactée au niveau des mamelles, et l'*hormone de croissance* agit sur la croissance des os, muscles et organes. La *thyroestimuline* (TSH), l'*hormone adrénocorticotrope* (ACTH), l'*hormone folliculo-stimulante* (FSH) et l'*hormone lutéinisante* (LH) agissent sur d'autres organes endocrines qui sont respectivement la thyroïde, les glandes surrénales, et les gonades. Elles sont contrôlées par un rétrocontrôle négatif via les hormones produites en aval.
- L'**épiphyse** (ou glande pinéale) est placée dans l'espace interhémisphérique, son activité est liée à la luminosité ambiante. Elle produit la *mélatonine* et est impliquée dans le contrôle du rythme circadien.
- Le **pancréas** est situé dans l'abdomen. Il produit l'*insuline* et le *glycagon* qui sont les hormones du contrôle de la glycémie, par régulation de la néoglucogénèse et de la glycolyse, du métabolisme des lipoprotéines et des triglycérides.

- La **thyroïde** est située au niveau de la base du cou, elle produit deux hormones : la *thyroxine* (T4) et la *triiodothyronine* (T3). Elles ont une action sur la thermorégulation, le métabolisme basal, la croissance et la morphogénèse, le métabolisme intermédiaire (lipides, glucides, protéines). Elles ont également un effet sur les myocytes par augmentation du métabolisme cardiaque, de la fréquence, du débit et de la contractilité cardiaque. Enfin, elles permettent le développement du tissu nerveux, et une augmentation de la sensibilité aux catécholamines.
- Les **glandes parathyroïdes**, situées au contact de la glande thyroïde, sécrètent la *parathormone*, qui intervient dans la régulation de la calcémie sanguine.
- Le **thymus** est un organe se situant dans la partie proximale du thorax, au sein duquel se fait la différenciation et la sélection des lymphocytes T. Il involue à l'âge adulte.
- Les **glandes surrénales** sont situées dans la région crâniale aux reins. L'*adrénaline* et la *noradrénaline* sont deux hormones dites « de stress », elles permettent notamment d'accélérer le rythme cardiaque, d'augmenter la pression artérielle et de réagir face à un danger. Le *cortisol* participe à la régulation de la glycémie ainsi que du métabolisme des lipides, protéines et glucides et possède une action anti-inflammatoire. La *testostérone*, en association avec les gonades, est une hormone qui intervient dans le développement sexuel et la reproduction. Enfin, l'*aldostérone* permet de contrôler l'équilibre électrolytique via la rétention de sodium en parallèle de la fuite du potassium au niveau du rein.
- Les gonades sont les organes permettant la reproduction. Les **ovaires** synthétisent des *œstrogènes* (engagement des organes reproducteurs, maturation des follicules ovariens, différenciation des organes sexuels secondaires, nidification), de la *progestérone* (diminution de la contractilité des muscles lisses, développement de la glande mammaire, mobilité et fertilité du sperme, nutrition fœtale) ainsi qu'une faible quantité de *testostérone*. Les **testicules** produisent de la *testostérone* et d'autres hormones *androgènes* (déterminisme sexuel, développement des organes sexuels primaires, effet anabolisant).

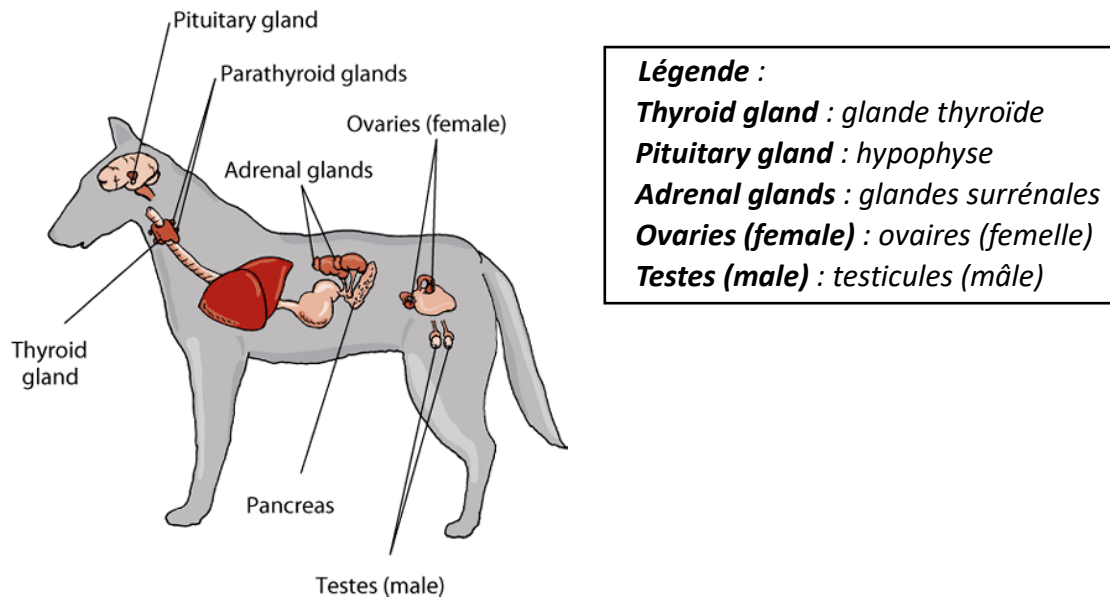


Figure 1 : Localisation des différents organes endocrines chez le chien (Kemppainen 2018)

En réalité, le fonctionnement de l'axe endocrinien est très complexe du fait de l'interaction de toutes ces hormones entre elles. L'environnement et ses stimuli, tels que le climat, les saisons, l'habitat, jouent également un rôle important dans ces mécanismes (Coppock et al. 2022).

Les perturbateurs endocriniens altèrent le fonctionnement de ce système via trois mécanismes d'action principaux (Barouki 2017) (Figure 2) :

- Ils peuvent modifier la production naturelle des hormones en interférant avec les mécanismes de synthèse.
- Ils peuvent altérer la disponibilité des hormones par modification de leur transport au sein de l'organisme.
- Ils peuvent avoir différentes actions sur la cible des hormones. Ils peuvent se comporter en tant qu'agoniste et mimer l'action de ces hormones dans les mécanismes biologiques qu'elles contrôlent, quels que soient les stimuli de l'environnement. Au contraire, ils peuvent se comporter comme des antagonistes et empêcher l'action normale de ces hormones en se fixant sur les récepteurs avec lesquels elles interagissent.

L'effet toxique est alors indirect, via les modifications physiologiques qu'engendrent ces molécules.

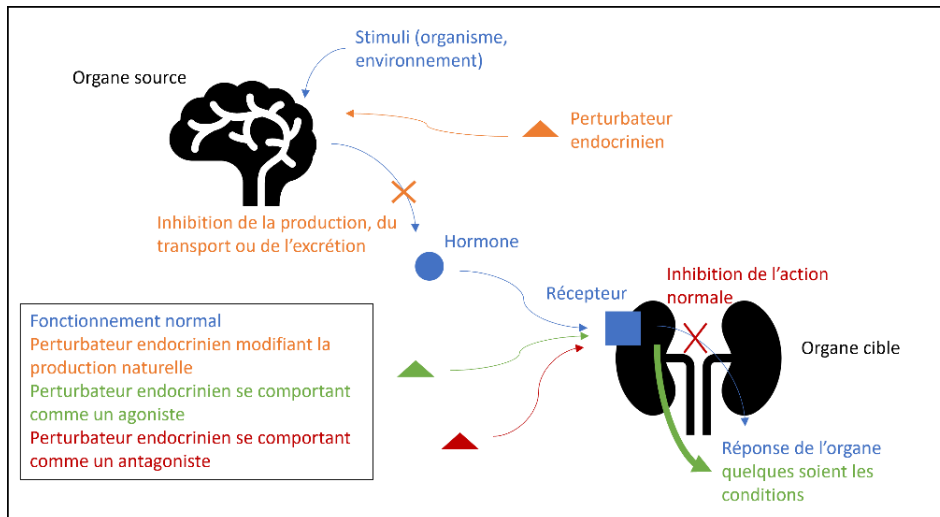


Figure 2 : Mécanismes d'action des perturbateurs endocriniens (Spangenberg Philippine, d'après Barouki 2017)

c) Exposition aux perturbateurs endocriniens

Les voies d'exposition à ces perturbateurs endocriniens sont multiples : par voie orale via l'alimentation, par voie transcutanée via les cosmétiques ou par contact avec une eau ou un sol contaminé, par voie respiratoire. On considère que la voie alimentaire est la plus importante voie d'exposition aux perturbateurs endocriniens. Par ailleurs, l'exposition par voie orale varie énormément en fonction du régime alimentaire. Ainsi, les personnes consommant plus de nourriture organique sont moins d'être exposées aux pesticides. De même, les personnes qui consomment beaucoup de poissons, viandes et produits laitiers sont plus exposées aux perturbateurs endocriniens persistants, car ceux-ci s'accumulent dans la partie lipidique de ces aliments, contrairement aux personnes se nourrissant majoritairement de légumes.

Les risques ne sont pas les mêmes en fonction de l'âge auquel on est exposé à ces substances. On parle de fenêtre de susceptibilité. En effet, une exposition au cours de la période foetale, ou lorsque l'individu est encore nourrisson, enfant ou lors de la maturité sexuelle, entraîne des conséquences importantes lors du développement, de la croissance ou de la puberté. Ainsi, des études montrent qu'une exposition in utero de dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), bisphénol A ou encore aux polychlorobiphényles (PCB), entraîne un risque plus important de développer un cancer du sein à l'âge adulte (Wan et al. 2022).

Les perturbateurs endocriniens ont bousculé les règles de la toxicologie et le principe selon lequel plus une substance sera en concentration élevée, plus l'effet toxique sera fort. Effectivement, l'une des premières caractéristiques des perturbateurs endocriniens est leur capacité à induire une réponse biologique même à faibles doses. Cela s'explique par le fait que

les récepteurs hormonaux fonctionnent avec de très faibles doses d'hormones (de 10^{-12} à 10^{-9} M), donc la moindre différence de concentrations entraîne de forts effets (Faburé et al. 2022).

D'autre part, les perturbateurs endocriniens n'obéissent pas forcément la règle classique d'effet dose et donnent plutôt des courbes doses non monotones. Le plus souvent, l'action des hormones passant par des récepteurs, ceux-ci peuvent arriver à saturation. En fonction de l'affinité entre la substance et le ligand, la courbe d'effet en fonction de la dose qui se rapproche d'une sigmoïde : lorsque tous les récepteurs sont occupés, l'effet observé est au maximum, même si la concentration de la substance augmente. De plus il existe un phénomène d'inhibition à haute dose (Zoeller et al. 2012). Lorsqu'il y a une surstimulation des récepteurs, on peut parfois observer une diminution de la quantité de ces récepteurs et une baisse de sensibilité de la cellule à l'hormone. Une dose faible accroît donc la réponse alors qu'une haute dose la diminue.

Cela pose un problème lors de la gestion des risques et de l'exposition des populations. En effet, on ne peut pas déduire des effets observés en laboratoire avec de hautes doses d'une substance, les effets sur les populations lors d'une exposition chronique à une faible dose.

D'autre part, les substances chimiques peuvent être métabolisées d'une manière spécifique à un tissu donné, et les métabolites formés peuvent interférer avec l'action d'une hormone, uniquement dans ces tissus (Zoeller et al. 2012). Ces métabolites ne sont pas forcément des ligands parfaits des récepteurs et n'entraînent donc pas des effets identiques à ceux produits par l'hormone.

Toutes ces caractéristiques entraînent des difficultés lors des études et des prévisions de risque.

d) Législation autour des perturbateurs endocriniens

L'enjeu lié aux perturbateurs endocriniens a été mesuré relativement récemment et plusieurs projets pour les contrôler ont vu le jour au niveau national, européen et mondial.

Tout d'abord, le projet REACH (entré en vigueur en 2007) est un règlement européen qui vise à sécuriser la fabrication et l'utilisation des substances chimiques dans l'industrie (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires 2018). Il s'agit de recenser, d'évaluer la toxicité et de contrôler les substances fabriquées, importées et mises sur le marché européen. Ainsi, toutes les entreprises de l'Espace Economique Européen qui fabriquent, importent ou utilisent des substances chimiques dans leur activité, sont obligées d'enregistrer sur une plateforme, ces substances, leurs caractéristiques physico-chimiques, toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que les mesures de gestion mises en place. L'utilisation des substances chimiques les plus préoccupantes nécessite une autorisation. L'objectif est à terme la substitution des substances les plus dangereuses par des technologies

de remplacement plus sûres pour la santé humaine, animale et l'environnement. C'est le cas notamment des perturbateurs endocriniens. Il est également possible que certaines substances soient prohibées, si elles sont jugées comme étant trop dangereuse pour la santé humaine et/ou animale et /ou environnementale.

Au niveau national, la France a mis en place en 2014 une première stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires 2021). Il s'agissait d'identifier les principales substances auxquelles nous sommes confrontés. Elle a notamment permis d'identifier le Bisphénol A et de l'interdire dans les biberons et les matériaux en contact avec les aliments. Il s'agit d'une substance chimique de synthèse utilisée couramment dans la fabrication industrielle de plastiques. Des études ont mis en évidence des effets sanitaires avérés chez l'animal (sur la reproduction, la glande mammaire, le métabolisme, le comportement) et suspectés chez l'Homme, et ce, à de faibles niveaux d'exposition. Ces effets dépendent fortement des périodes d'exposition au regard des différentes phases de développement de l'individu, notamment pendant la période foetale via l'exposition de la femme enceinte.

La deuxième stratégie nationale, mise en place en 2019, vise à l'identification de 16 substances avec un potentiel caractère perturbateur endocrinien à évaluer en priorité et à interdire si nécessaire. La création de la plateforme PEPPER permet d'accélérer le développement de méthodes permettant l'identification de perturbateurs endocriniens (Ineris 2019).

Nous nous préoccupons dans la suite de l'étude de quatre exemples de substances considérées comme des perturbateurs endocriniens. Ces molécules ont été choisies pour montrer la diversité des substances concernées par leur structure, leurs usages, leur législation et donc leur diversité des modalités d'exposition des animaux et humains au cours des dernières années.

2) Le Mercure

Le mercure est un élément chimique de numéro atomique 80, qui appartient au groupe des métaux lourds. Il existe sous différentes formes, que sont le mercure élémentaire (un liquide argenté), le mercure inorganique (combiné à d'autres éléments comme le soufre, le chlore ou l'oxygène pour former des sels de mercure), et le mercure organique (combiné à du carbone, comme le méthylmercure). Sa température de fusion est de $-38,8^{\circ}\text{C}$, sa température d'ébullition est de $356,6^{\circ}\text{C}$, c'est une substance volatile.

On le retrouve majoritairement dans l'industrie des pâtes à papier, le secteur des mines et des fonderies, celui de l'énergie électrique d'origine thermique, l'installation d'incinération de déchets urbains et médicaux, et anciennement dans la fabrication d'amalgames dentaires,

d'appareils de mesure et de régulation, de commutateurs électriques de piles et d'éclairage. Il peut également être d'origine naturelle (volcanisme, lessivage des sols).

Le mercure n'est pas biodégradable. Il ne peut se décomposer ni se dégrader pour former des substances inoffensives. Il reste donc dans l'environnement, en changeant potentiellement de forme physique. Sa demi-vie dans un organisme est de deux mois environ, il peut s'accumuler dans les tissus musculaires, le cerveau, la thyroïde ou les reins, principalement sous sa forme méthylmercure.

Son utilisation est limitée par la Convention de Minamata (ONU 2013), rédigée en 2013 par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUÉ), qui a remplacé le règlement CE n°1102/2008 alors en application. Il est classé comme « cancérogène possible » par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) (groupe 2B) sous sa forme organique méthylmercure (Tableau I) (Parent 2009a).

Cependant, d'autres métaux lourds sont considérés comme toxiques à cause de leur non-dégradabilité, leur toxicité à faible concentration, leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants. Si les métaux lourds sont au nombre de 41, huit sont particulièrement contrôlés en plus du mercure : arsenic, cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, sélénium, zinc. Ils partagent la plupart des caractéristiques du mercure, la principale étant leur présence naturelle à l'état de trace dans le sol. Pour autant, tous ne sont pas systématiquement toxiques. Le Fer par exemple est un élément trace métallique mais c'est également un nutriment essentiel pour les organismes car il intervient dans le transport de l'oxygène. La prise excessive de fer peut en revanche provoquer des symptômes sévères, des lésions hépatiques, voire la mort.

Tableau I : Classification des substances cancérogènes (d'après CIRC)

| | |
|-----------|--|
| Groupe 1 | L'agent est cancérogène pour l'Homme (127 agents) : <i>amiante, tabac, virus hépatite C</i> |
| Groupe 2A | L'agent est probablement cancérogène pour l'Homme (95 agents) : <i>chloramphénicol, cisplatine, glyphosate</i> |
| Groupe 2B | L'agent est peut-être cancérogène pour l'Homme (323 agents) : <i>plomb, acide caféique, bromate de potassium</i> |
| Groupe 3 | L'agent est inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'Homme (500 agents) : <i>café, cholestérol, éclairage fluorescent</i> |

3) Les Polluants Organiques Persistants (POP)

Les polluants organiques persistants sont des molécules majoritairement constituées de carbone, qui possèdent quatre propriétés communes (Ministère de la Transition écologie et de la Cohésion des territoires 2023). Elles sont :

- Persistantes : la substance se dégrade lentement dans l'environnement
- Bioaccumulables : elle « s'accumule » dans les tissus des êtres vivants
- Toxiques : l'exposition est susceptible de provoquer des effets nocifs chez les organismes vivants
- « Mobiles » sur de grandes distances : des concentrations élevées sont mesurées loin des points sources

Les POP sont produits de manière anthropique en tant que pesticides ou pour certains usages industriels, ou non intentionnelle durant la combustion à l'air libre de déchets et de la biomasse, l'incinération des déchets ou durant certaines réactions chimiques.

Du fait de leur rémanence, leur toxicité et propagation à grande échelle, leurs rejets sont limités par deux textes internationaux majeurs. Le premier est le protocole d'Aarhus (Commission Economique pour l'Europe 2014), signé en juin 1998 dans le cadre de la convention de Genève, et entré en vigueur en 2003, qui agit sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Il permet dans le même temps une plus grande transparence des gouvernements concernant l'environnement et de favoriser la participation citoyenne aux prises de décisions.

D'autre part, la Convention de Stockholm (ONU 2019) signée en 2001 dans le cadre du PNUE et entrée en vigueur en 2004, interdit ou réduit la production et l'utilisation de certaines substances produites intentionnellement, telles que le dichlorodiphényltrichloroéthane et certaines formes de PCB que nous détaillerons ci-après. Elle vise à réduire et à gérer de façon sécuritaire les POP produits non intentionnellement. Plus récemment, des substances ont été ajoutées à cette liste, comme les polybromodiphényléthers, la dernière famille de substances que nous étudierons dans cette étude.

a) Les Polychlorobiphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles ou biphényles polychlorés (PCB) sont des composés aromatiques appartenant à la famille des organochlorés. Il existe 209 molécules de PCB, qui diffèrent les unes des autres par le nombre et la position des atomes de chlore (Figure 3) (INRS 2007). Il existe des molécules chirales (Figure 4), les énantiomères ont alors des caractéristiques physiques et chimiques semblables mais des effets biologiques et toxiques différents (Zhu et al. 2015). Ces molécules sont peu hydrosolubles, très liposolubles et stables à la chaleur. Ces caractéristiques sont en faveur de leur persistance dans l'environnement et les tissus.

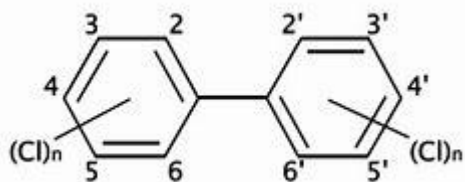


Figure 3 : Structure des PCB

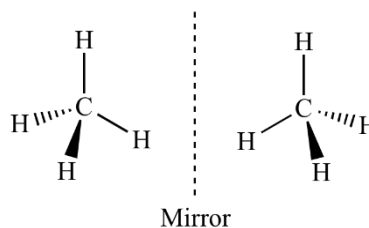


Figure 4 : Exemple d'énantiomères

Les PCB étaient retrouvés dans la fabrication de colorants artificiels (en particulier le jaune), dans les liquides diélectriques des condensateurs ou transformateurs, dans les isolateurs des environnements à très haute tension, dans les fours à micro-ondes, comme additifs d'huiles minérales, dans certaines peintures et adhésifs. Ils sont maintenant interdits.

Ces substances sont peu biodégradables et ont une demi-vie dans l'environnement variant de 94 jours à 2 700 ans en fonction des molécules. Dans l'organisme, elles sont biotransformées en métabolites hydroxylés. Une partie est alors éliminée dans les selles et dans une moindre mesure dans l'urine (INRS 2007). Le reste s'accumule dans les tissus gras et dans le foie. La demi-vie dans l'organisme est alors d'une quinzaine de jours pendant la première phase (métabolisation et élimination) et de plusieurs années une fois les métabolites stockés.

La toxicité dépend de la conformation de la substance. Moins la molécule possède d'atomes de chlore, plus elle a un poids moléculaire faible et plus elle est considérée comme toxique. Pour la plupart, elles sont considérées comme « cancérogènes probables » et appartiennent au groupe 2A du CIRC. La substance PCB 126 est, elle, considérée comme « cancérogène certain » (Groupe 1 du CIRC).

b) Le Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)

Le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) est un composé aromatique appartenant à la famille des organochlorés (Figure 5). Il peut se transformer en dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) ou dichlorodiphényldichloroéthane (DDD), beaucoup plus toxiques via des réactions de volatilisation, de photolyse, de biodégradation aérobie ou anaérobie. Ces molécules sont très hydrophobes et liposolubles.

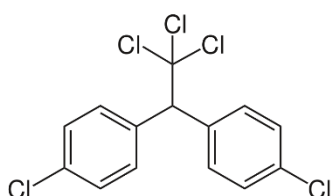


Figure 5 : Structure du DDT

Le DDT est utilisé comme insecticide depuis la Seconde Guerre Mondiale, à la fois dans le domaine agricole et civil : il est pulvérisé dans les maisons pour lutter contre les vecteurs de maladies (comme le paludisme ou la leishmaniose par exemple) (Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest Canada 2016).

Il est peu biodégradable, a une demi-vie de deux à 15 ans dans l'environnement mais son impact est en réalité plus long du fait de la présence de ses métabolites. Il est bioaccumulable dans les graisses.

Il est classé dans la catégorie 2A du CIRC comme « cancérigène probable ». La parution de l'ouvrage *Printemps silencieux* par Rachel Carson en 1962 dans lequel elle accuse le DDT d'être cancérigène et reprotoxique, a créé une importante polémique et fut à l'origine de l'interdiction d'utilisation dans plusieurs pays dès les années 1970. Pour autant, il a été interdit à l'échelle mondiale via la Convention de Stockholm en 2001, et il est encore toléré dans la lutte contre les vecteurs de maladies en Afrique.

c) Les Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les PBDE font partie des retardateurs de flammes ou ignifuges polybromés. On compte 209 molécules différentes, dont les plus connues sont le Deca-, l'Octa- ou le Pentabromodiphényléther (Figure 6). Ces substances sont volatiles, très liposolubles et adhèrent facilement à la surface des particules dans l'eau (Parent 2009b).

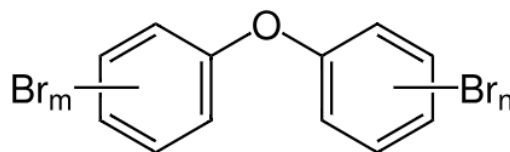


Figure 6 : Structure des PBDE

On les trouve principalement dans les textiles, les meubles, les produits électriques, électroniques, plastiques et de caoutchouc, dans les matériaux d'isolation, de revêtement, de gainage des câbles, dans les peintures. Ils ont été également beaucoup utilisés dans l'extraction pétrolière dans les années 1970 et 1980.

Les PBDE ne sont pas liés chimiquement aux matériaux. Ils s'en détachent facilement pour se retrouver dans l'air ambiant et la poussière. De manière naturelle, le DecaPBE peut être transformé en Penta- ou en OctaPBE, encore plus toxiques (Santé Canada 2012).

Ils sont peu biodégradables. En fonction des composés, leur demi-vie est de 2 ans ou plus. Ils se comportent dans l'organisme comme les PCB (Zhu et al. 2015) : une partie des métabolites est éliminée chez l'homme dans les selles avec une demi-vie de 11 à 91 jours en théorie. Pour autant, les composés se retrouvant dans l'air ambiant, l'exposition des organismes est constante. Les métabolites restants sont stockés dans les graisses.

Ces composés sont classés « cancérigènes potentiels » par l'Environment Protection Agency mais ils ne sont pas classés par le CIRC.

Nous allons à présent étudier le comportement dans l'organisme des mammifères des perturbateurs endocriniens choisis.

4) Cinétique et dynamique des perturbateurs endocriniens

a) Absorption

Il s'agit de l'étape de pénétration du contaminant dans un organisme, qui s'opère au niveau des surfaces d'échanges avec le milieu extérieur et qui se fait grâce à différents mécanismes en fonction des caractéristiques des substances.

La diffusion est le mouvement d'un contaminant suivant le gradient chimique ou électrochimique observé entre les deux côtés de la membrane d'une cellule (Figure 7). Ce mouvement à travers la bicouche lipidique dépend de la liposolubilité des substances : plus elles sont liposolubles, plus elles traversent facilement la membrane. Mais il dépend également du poids moléculaire de la substance concernée. Plus celui-ci est important, plus elle traverse difficilement la barrière. Enfin, plus la charge ionique de la molécule est importante, plus celle-ci rencontre des difficultés à traverser. Dans notre cas, seul le mercure, sous sa forme élémentaire ou organique peut potentiellement entrer dans les cellules via ce mécanisme. Les autres molécules ont un poids moléculaire bien trop important.

Les contaminants de petite taille, chargés ou dont au moins une partie de la molécule est hydrophile, peuvent passer passivement par des canaux transmembranaires ou via des protéines de transports (Figure 7). Les canaux transmembranaires sont formés par des protéines dont la partie hydrophobe est tournée vers les lipides formant la membrane, et la partie hydrophile vers l'intérieur du canal, permettant le passage des molécules citées précédemment.

Pour les contaminants de plus grande taille, la diffusion peut être facilitée par des protéines de transports transmembranaires. La diffusion se fait alors toujours dans le sens du gradient chimique de concentration et ne nécessite donc pas d'énergie. En revanche, c'est un mécanisme spécifique d'une molécule car c'est la fixation de la substance sur la protéine qui induit un changement de conformation et sa libération de l'autre côté de la membrane. Il est plus rapide qu'une diffusion simple mais est sujet à des phénomènes de saturation et d'inhibition compétitive.

Ces phénomènes de transfert peuvent prendre en charge le mercure sous sa forme ionisée ou organique ainsi que les POP.

Les contaminants peuvent également traverser les membranes contre le gradient de concentration, grâce à un transporteur membranaire actif (Figure 7). Ce processus nécessite de l'énergie pour que le changement de conformation ait lieu après fixation du ligand sur le

transporteur. Cette énergie est fournie via l'hydrolyse d'un nucléotide triphosphate (ATP par exemple). C'est par exemple le cas de l'absorption du cadmium chez le poisson (Faburé et al. 2022).

Enfin, l'endocytose permet l'absorption des contaminants de grande taille ou ceux pénétrant par voie digestive (Figure 7). Ce processus consiste en l'internalisation des substances dans des vacuoles cytoplasmiques, que ce soit sous forme solide via la phagocytose ou liquide par pinocytose. Ces vacuoles peuvent être des organites de stockage, permettre la digestion de leur contenu par des enzymes, ou permettre le passage d'un côté à l'autre de la membrane cellulaire sans contact avec le cytoplasme (comme dans le cas de lipides issus de la digestion).

Ainsi, certains polluants sont plus facilement absorbés au niveau de l'épithélium digestif. Alors que certaines phagocytoses peuvent se faire sans reconnaissance des substances endocytées, les métaux lourds peuvent être absorbés par la transferrine membranaire normalement impliquée dans l'internalisation du fer au niveau de l'épithélium digestif (Faburé et al. 2022). Le métal concerné suit alors le même chemin que le fer. De nombreux cas d'absorption de polluants par des macrophages sont également connus.

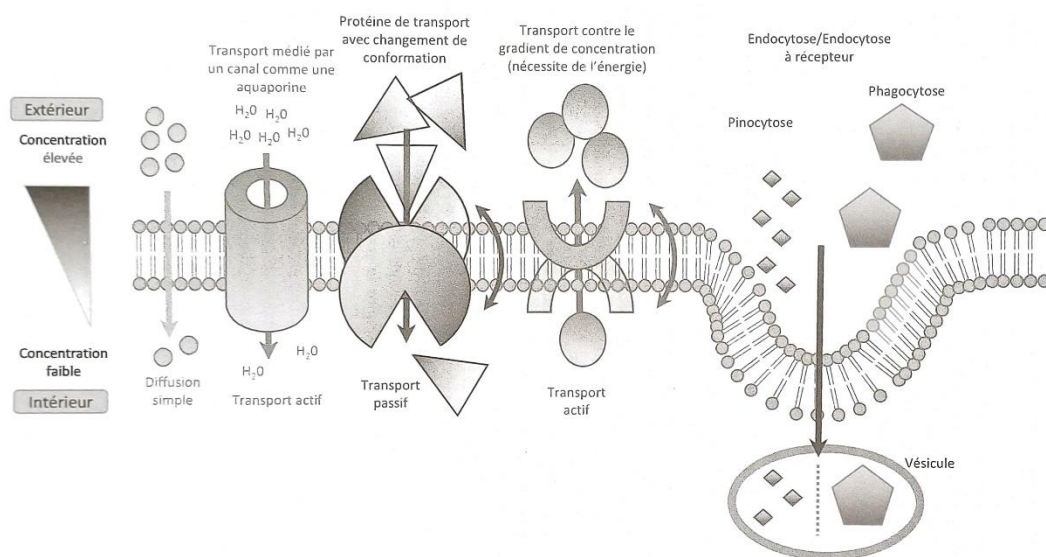


Figure 7 : Les différents types de transports membranaires (Faburé et al. 2022)

b) Distribution

Après absorption, les contaminants peuvent induire une toxicité locale ou être transportés vers différents compartiments du corps par le système circulatoire de l'organisme.

Chez les mammifères, les polluants absorbés sont transportés via le sang ou dans une moindre proportion, via la lymphe. Le système circulatoire étant clos et la pression sanguine étant maintenue forte par le cœur, les substances transitent rapidement dans tout le réseau

de vaisseaux sanguins. La lymphe est notamment impliquée dans le transport des polluants absorbés par endocytose en même temps que les lipides de la digestion.

Arrivés au contact des différents organes, les molécules peuvent traverser les membranes cellulaires via les mêmes mécanismes qui ont permis l'entrée dans l'organisme, cités plus haut. Les contaminants peuvent alors induire une toxicité, être métabolisés ou stockés dans des phanères, des vacuoles de réserve ou des lipoprotéines. Cette dernière forme de stockage peut entraîner une toxicité retardée lors de la mobilisation de ces réserves et leur retour dans le système circulatoire.

La forme de transport d'une substance dépend de ces caractéristiques chimiques et en particulier sa lipo- ou hydrosolubilité. Les polluants lipophiles seront associés aux lipoprotéines et relâchés lors de la dégradation de ces complexes. Les composés polaires, eux, vont se dissoudre dans la phase aqueuse du sang, vont être transportés sous forme ionique ou par des protéines de transport, en prenant la place des ligands naturels. Les métallothionéines sont ainsi capables de transporter certains métaux lourds.

Ces caractéristiques chimiques vont également conditionner la destination finale des substances. Ainsi, chez les mammifères, le méthylmercure est transporté par les globules rouges et est stocké dans les muscles, le tissu nerveux et les phanères, contrairement à la forme $Hg(2+)$ qui est transporté dans le plasma sanguin pour ensuite être métabolisé et excrété dans le foie et le rein (Faburé et al. 2022).

La liposolubilité des polluants leur permet également de traverser certaines barrières biologiques protectrices comme la barrière hématoplacentaire, entraînant une exposition des embryons, ou la barrière hématoencéphalique, protégeant le système nerveux central (Faburé et al. 2022).

c) Biotransformation et détoxification

Après son entrée dans un organisme, le polluant peut soit être éliminé rapidement, soit subir des biotransformations pour le transformer en un autre composé. Tous les organismes ont des organes spécialisés dans la gestion de ces substances, que ce soient des épithéliums de contact, des annexes digestives ou tissus de stockage (foie, tissu adipeux), ou des organes d'excrétion (comme les reins). Si la biotransformation permet la majorité du temps le passage à une molécule moins toxique et hydrophile, ce n'est pas toujours le cas avec les polluants. En effet, il arrive que les biotransformations activent le composé qui se transforme en métabolites plus toxiques et avec un effet plus délétère pour l'organisme que la molécule absorbée.

Certains ions inorganiques peuvent se lier facilement à un composant de la phase aqueuse du sang et être excrétés sans aucune biotransformation. C'est le cas par exemple du mercure sous forme ionique. Pour les autres composés inorganiques, les métallothionéines ont la capacité de lier six à sept atomes de métaux chacune, tels que le cadmium, le mercure, le cuivre, le zinc ou encore le plomb (Faburé et al. 2022). Elles permettent leur élimination par

voie urinaire ou au moins de réduire leur biodisponibilité dans les tissus et leur effet toxique en fixant les atomes.

Les composés organiques lipophiles peuvent subir des biotransformations grâce à l'action d'enzymes, et être transformés en des composés hydrophiles qui peuvent alors être éliminés (Figure 8). Mais l'effet de ces réactions chimiques peut également être délétère et libérer les contaminants encore plus toxiques. C'est le cas de beaucoup de composés organochlorés qui sont activés par oxydation et phosphorylation.

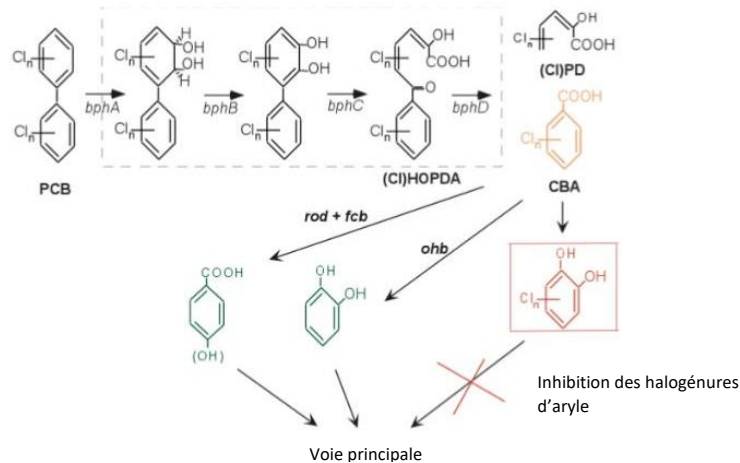


Figure 8 : Exemple de biotransformation des PCB (Tiedje 2014)

La première phase, appelée fonctionnalisation, consiste en des réactions d'oxydation, de réduction ou d'hydrolyse. Elle est assurée par les cytochromes P450 (CYP) essentiellement. Toutes les CYP fonctionnent en association avec une coenzyme, la NADPH cytochrome P450 réductase, et peuvent nécessiter de nombreuses autres enzymes comme des déshydrogénases, des estérases, des phosphatases, ou des amidases (Faburé et al. 2022). On trouve ces enzymes dans différents sous-compartiments cellulaires comme le microsome, la mitochondrie ou le cytosol.

La deuxième phase, dite de conjugaison, consiste à ajouter un groupement hydrophile sur la molécule obtenue, afin de favoriser son excrétion. Les principales enzymes impliquées sont les glutathion-S-transférases (GST) ou les UDP-glucuronosyl transférases (UGT) (Faburé et al. 2022).

d) Excrétion et stockage

Les contaminants sont rejetés dans le milieu extérieur sans modification ou après avoir subi ces réactions chimiques. Ils sont éliminés via les voies urinaires, digestives ou sécrétrices (salive, lait, sueur...).

Ils peuvent également être stockés dans les tissus et parfois être éliminés dans un second temps. Les métaux et les ions peuvent être séquestrés par les processus de biominéralisation,

ils sont capables de s'incorporer dans le squelette osseux des vertébrés. Certains organismes présentent même des malformations du squelette. Cette séquestration peut également se faire sous forme de granules dans d'autres organes comme les tissus conjonctifs, le foie, les reins, le tissu nerveux ou le tissu adipeux.

e) Modifications du génome et conséquences sur le long terme

L'épigénétique -du grec *epi*, signifiant « sur » l'ADN- désigne les processus moléculaires permettant de faire varier l'expression des gènes (via un remodelage de la chromatine de manière durable et potentiellement réversible), sans changer la séquence même de l'ADN. En effet, tous les tissus d'un organisme contiennent les mêmes gènes mais tous ne s'expriment pas dans un tissu donné à un stade du développement donné. Un « code épigénétique » permet à certains gènes d'être actifs alors que d'autres restent silencieux, et ce, de manière transitoire ou permanente. Cette combinaison de gènes actifs forme le « phénotype » de l'individu. Les modifications épigénétiques du code sont liées à différents mécanismes comme la méthylation de l'ADN, le code des histones (acétylation, méthylation, phosphorylation, etc.) et celui des coactivateurs et corépresseurs. Tous ces mécanismes sont mis en place et déchiffrés par de nombreuses enzymes, ce qui permet ou non la transcription des gènes concernés. Ils sont transmis lors de la mitose et de la méiose.

Après la fécondation, le génome subit une reprogrammation via l'effacement des marques épigénétiques, permettant l'organogénèse et la mise en place des voies de signalisation qui assureront les besoins vitaux de l'individu tout au long de son existence. Pour cela, les gènes doivent pouvoir s'activer ou s'éteindre selon un ordre très précis et durant une période définie parfois très restreinte. Ces processus sont permis par les mécanismes flexibles de l'épigénétique et peuvent être modulés par différents facteurs environnementaux capables d'interférer avec parfois un effet dose-dépendant. Les modifications entraînées lors de l'organogénèse sont le plus souvent irréversibles (en fonction du stade d'apparition) et entraînent des problèmes de santé pour l'individu à plus ou moins long terme.

Pour autant, il existe de nombreux exemples d'effets transgénérationnels. En effet, la déméthylation de l'ADN n'est pas complète après la fécondation, mais les cibles de ce mécanisme résiduel ne sont pas encore bien connues et comprises. Un de ces exemples montre que l'exposition de la mère pendant la période de la détermination du sexe gonadique à des doses importantes de perturbateurs endocriniens induit chez la génération suivante une diminution de fertilité du fait de la diminution de la capacité spermatogénique (diminution du nombre et de la mobilité des spermatozoïdes) (Junien 2007). Ces effets sont induits par une altération de la méthylation de l'ADN dans les cellules germinales et ils sont transmis sur quatre générations, même si ces dernières ne sont plus exposées à ces substances.

f) Influence des interactions : co contaminants ou effet cocktail

Les organismes ne sont généralement pas exposés à une seule substance mais à un mélange, principe que l'on appelle « effet cocktail ». Dès lors, il est très difficile d'attribuer un effet à une substance en particulier. On observe deux mécanismes distincts : l'interaction et la non-interaction. L'existence potentielle d'interactions entre substances ne dépend pas seulement des concentrations respectives. D'autres facteurs peuvent entrer en jeu, comme l'ordre dans lequel les substances contaminent le milieu, la fréquence d'exposition, la susceptibilité individuelle (polymorphisme génétique, différences interspécifiques, différences liées à l'âge, au sexe).

La non-interaction correspond à l'additivité des concentrations ou des réponses observées. Il s'agit des cas dans lesquels « l'effet combiné d'au moins deux substances toxiques est égal à la somme des effets toxiques de chaque substance testée séparément » (Faburé et al. 2022). Cela est possible lorsque les substances ont des structures et des caractéristiques physico-chimiques similaires. On considère alors qu'elles ont les mêmes comportements en termes de processus physiologiques et écotoxicologiques.

Dans d'autres cas, la réponse observée lors du mélange est significativement différente de celle calculée en théorie à partir des modèles d'additivité : il y a alors interactions entre les différents composés.

La synergie est le « phénomène par lequel plusieurs substances toxiques agissent ensemble créant un effet significativement supérieur à la somme des effets attendus » (Faburé et al. 2022). Elle peut s'expliquer par différents mécanismes :

- La molécule A est susceptible d'accroître la toxicité de B en modifiant son transport. C'est le cas de nombreux pesticides.
- La molécule A peut augmenter la toxicité de B en induisant son activation métabolique ou son influx. Les hydrocarbures polycycliques aromatiques carcinogènes sont activés par une forme inductible de cytochrome P450, induction rendue possible par la présence de PCB dans l'organisme (Faburé et al. 2022). Cette synergie permet une augmentation de la vitesse de l'action des carcinogènes et la formation d'adduits de l'ADN.
- A et B, bien que faiblement actifs individuellement, peuvent se fixer simultanément à un même récepteur et l'activer de façon synergique. L'éthinylestradiol et des pesticides organochlorés se fixent au récepteur des xénobiotiques et se stabilisent l'un l'autre sur le récepteur (Faburé et al. 2022). Le ligand ainsi formé induit alors un effet toxique à des concentrations plus faibles que les molécules étudiées séparément.

La potentialisation a lieu lorsque l'effet d'un composé A est augmenté par un autre composé B qui, seul, n'a pas d'effet.

Le dernier mécanisme d'interaction est l'antagonisme. « L'effet combiné d'au moins deux substances toxiques est inférieur à la somme des effets attendus » (Faburé et al. 2022). Une première substance peut protéger contre une autre en stimulant son métabolisme ou son efflux, ou en bloquant une des voies de bio activations métabolique ou de transport. Le sélénium est un oligoélément indispensable au fonctionnement des séléno-enzymes qui ont des propriétés antioxydantes. Le sélénium a des effets antagonistes sur la toxicité du mercure : il peut en effet réduire sa biodisponibilité en formant des complexes Hg-Se, diminuer la distribution de Hg dans les tissus cibles et augmenter son activité antioxydante (Faburé et al. 2022). Cependant, l'action protectrice du sélénium apparait uniquement quand le ratio Se/Hg est supérieur ou égal à 1.

5) Synthèse

Ces composés ont des caractéristiques physico-chimiques et un comportement dans l'environnement et dans un organisme, différents.

Selon les composés, des mesures de gestion à l'échelle internationale sont mises en place en vue de limiter l'utilisation de ces substances et donc l'exposition des êtres vivants. (Tableau II).

Tableau II : Synthèse des caractéristiques des perturbateurs endocriniens étudiés

| | Mercure | PCB | DDT | PBDE |
|---|-----------------------------------|---|---------------------------|-------------------------|
| Source | Naturelle ou anthropique | Anthropique (industrie) | Anthropique (agriculture) | Anthropique (industrie) |
| Biodégradabilité (demi-vie environnementale) | Non (n'existe pas) | Très peu (dizaines à milliers d'années) | Peu (dizaines d'années) | Peu (dizaines d'années) |
| Bioaccumulation | Muscles, cerveau, thyroïde, reins | Graisses, foie | Graisses | Graisses |
| Demi-vie dans les organismes | Deux mois | Dizaines d'années | Inconnue | Dizaines d'années |
| Toxicité reconnue | Oui | Oui | Oui | Non |
| Utilisation contrôlée (échelle internationale) | Depuis 2013 | Depuis 2001 | Depuis 2001 | Depuis 2009 |

Les perturbateurs endocriniens sont des substances présentes naturellement dans l'environnement, comme une partie du mercure, ou rejetées par les activités humaines, comme les POP. Ils modifient le fonctionnement de l'organisme en interagissant avec le système endocrinien.

Les êtres vivants y sont exposés via la voie orale majoritairement par l'alimentation, ils pénètrent dans l'organisme grâce au système digestif et sont ensuite distribués dans tout l'organisme, avec des destinations privilégiées en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. Ils subissent ensuite des biotransformations qui les rendent ou non, capables d'induire une toxicité, d'être stockés ou éliminés.

Les conséquences d'une exposition sont difficiles à prévoir car elles ne répondent pas à un schéma dose-dépendant classique. Elles dépendent également de la fenêtre de susceptibilité de l'individu et des interactions avec d'autres substances de l'environnement. Ces substances peuvent entraîner des conséquences sur le long terme, leurs effets se passant d'une génération à une autre.

Leurs caractéristiques physico-chimiques les rendent non biodégradables et capables de s'accumuler dans les organismes vivants.

L'utilisation et le rejet de ces perturbateurs endocriniens sont réglementés au niveau national et international, notamment grâce aux conventions de Stockholm et de Minamata.

II- Origine, transport et distribution des perturbateurs endocriniens étudiés

1) Origine géographique

a) Origine naturelle du mercure

Le mercure provenant de sources naturelles, suit un cycle dans l'environnement et change régulièrement de compartiment terrestre (atmosphère, terres, océans).

La source primaire du mercure est l'ensemble des phénomènes géogéniques (volcanisme, failles tectoniques). Il est alors émis sous forme de vapeurs. Mais il peut également être réémis dans l'atmosphère depuis les terres ou les océans après y avoir été stocké pendant des années : il peut alors être considéré comme recyclé (Mason 2009). Le mercure contenu dans l'atmosphère appartenant donc à des sources à la fois primaires et secondaires, il est difficile d'avoir une idée précise des quantités mises en jeu par les différentes sources. Les gisements de mercure situés sur les zones de convergences tectoniques font partie des régions les plus fortement émettrices de mercure. Ces régions sont localisées sur la bordure ouest du continent américain, sur le bassin méditerranéen et en Asie (Aubail 2010).

Pour autant, ces émissions naturelles sont quantifiables dans leur ensemble et sont évaluées à 5 700 tonnes par an. Elles constituent 60 à 69 % des émissions atmosphériques. La part provenant de l'environnement marin (qui représente 70 % de la surface planétaire) est de 52 %, et celle de l'environnement terrestre (qui occupe 30 % du globe) représente 48 % (Degila et al. 2019). On peut donc en conclure que les émissions terrestres sont plus importantes que celles produites par les océans, si on considère la quantité de mercure émise par unité de surface.

D'autre part, les océans représentent le plus grand réservoir de mercure avec près de 300 000 tonnes de mercure (Mason, Sheu 2002). Dans l'environnement marin, le mercure se retrouve sous trois formes chimiques : la forme élémentaire gazeuse Hg_0 , la forme de mercure divalent ionique $Hg(II)$ qui peut former des complexes organiques ou non, et la forme méthylée (méthyl- ou diméthylmercure). Les changements d'une forme à l'autre se font par réaction d'oxydo-réduction et par méthylation qui ne peut avoir lieu qu'en conditions anoxiques dans les eaux profondes ou dans les sédiments (Degila et al. 2019). Ces apports de mercure se font par dépôts atmosphériques, secs ou humides, et par les cours d'eau (Figure 9).

Un dépôt sec est l'élimination des substances par sédimentation sous gravité ou par transfert turbulent entraînant impaction et interception. Il s'agit de la chute libre sur Terre directement depuis l'atmosphère des gaz traces atmosphériques, des particules et des polluants. Au contraire, un dépôt humide est le processus par lequel les gaz atmosphériques se mélangent à l'eau en suspension dans l'air et sont ensuite emportés par la pluie, la neige ou le brouillard. Ce lessivage des produits chimiques dépend du coefficient de partage air-eau et de l'efficacité de piégeage des particules des précipitations.

Une fois dans l'océan, le mercure passe dans les eaux de plus en plus profondes pour arriver au niveau des sédiments.

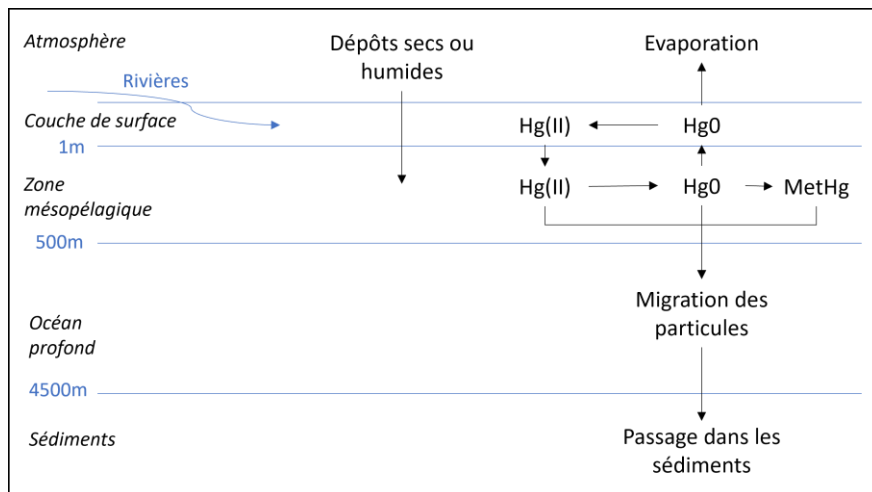


Figure 9 : Cycle du mercure au sein des océans (d'après Mason, Sheu 2002)

Les cours d'eau qui alimentent les océans en mercure se chargent eux-mêmes de cette particule via des dépôts atmosphériques mais également via les eaux de ruissellement et les eaux souterraines. Une partie de ce mercure est réémise dans l'atmosphère par processus photochimique. Il peut également être stocké dans les sédiments, majoritairement sous forme de sulfure de mercure (HgS), ou être converti en méthylmercure (Degila et al. 2019).

Au niveau des sols et des sédiments, une réaction d'adsorption sur oxyhydroxydes de fer ou de manganèse ou sur matière organique peut avoir lieu. Cette faculté permet à ce milieu d'être un réservoir et de libérer le mercure dans l'eau ou dans d'autres compartiments pendant de longues périodes. Là encore, le mercure peut changer de forme : les composés de mercure divalents peuvent être réduits en Hg^0 via la lumière ou dans l'humus ou subir un processus de méthylation/déméthylation. En l'absence d'oxygène, le mercure est présent majoritairement sous forme HgS , ne pouvant plus subir la méthylation (Degila et al. 2019).

Avant l'ère industrielle et la production massive de mercure anthropique, les compartiments de l'environnement étaient à l'équilibre concernant le mercure. Un cycle préindustriel a été développé dans lequel la production de mercure uniquement faite par les processus géogéniques était compensée par la sédimentation marine profonde (Figure 10). Aujourd'hui, les dépôts terrestres et océaniques sont trois fois plus importants et perturbent le cycle naturel du mercure (Mason, Sheu 2002).

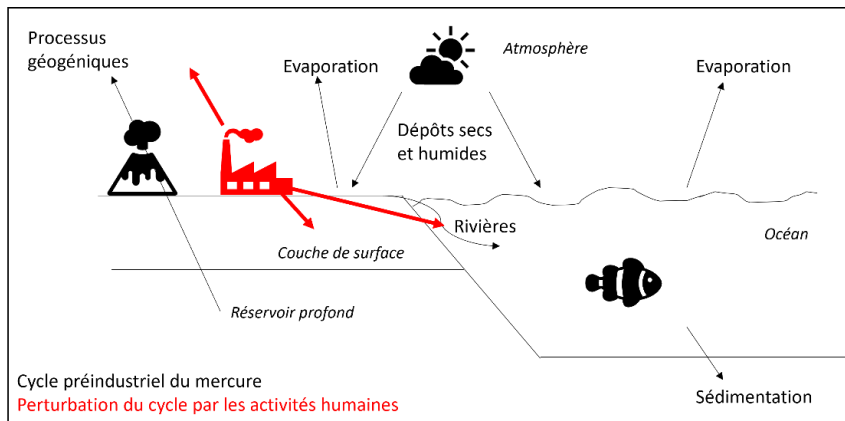


Figure 10 : Cycle préindustriel du mercure et perturbations liées aux activités humaines (d'après Mason, Sheu 2002)

b) Origine anthropique du mercure

Les émissions anthropiques sont quant à elles, estimées à environ 2 000 tonnes par an dans le monde (Pirrone et al. 2009). Elles sont causées majoritairement par la combustion du charbon (1 422 tonnes de mercure produites par an, rejetées dans l'air), la production d'or, qu'elle soit artisanale et à petite échelle ou industrielle (plus de 400 tonnes par an, rejetées dans l'air, l'eau et le sol), la destruction des déchets ainsi que la production de ciment (Pirrone et al. 2009).

Ces émissions sont majoritairement produites par les pays dont la croissance du PIB a été la plus forte ces dernières années, c'est-à-dire l'Asie du Sud (+407 % entre 1990 et 2010) et de l'Est (+259 %), ainsi que l'Afrique du Nord (+402 %) et Subsaharienne (+340 %) (Degila et al. 2019) (Figure 11).

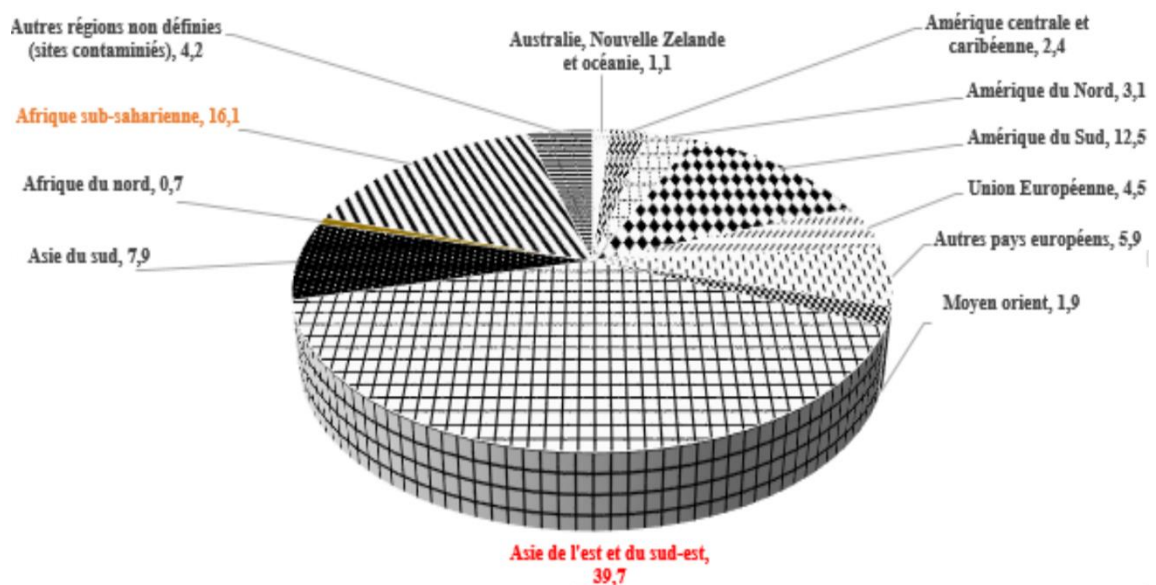


Figure 11 : Part de chaque région du monde dans l'émission globale de mercure (en %) (Degila et al. 2019)

La Chine et l'Inde sont les deux plus gros consommateurs de charbon à l'heure actuelle et cette consommation est en augmentation ces dernières années. Au contraire, la consommation de charbon est en diminution en Europe et aux Etats-Unis (Figure 12). De même, les marchés émergents consomment aujourd'hui 90 % de la production de ciment mondiale, la Chine étant le premier fabricant et consommateur.

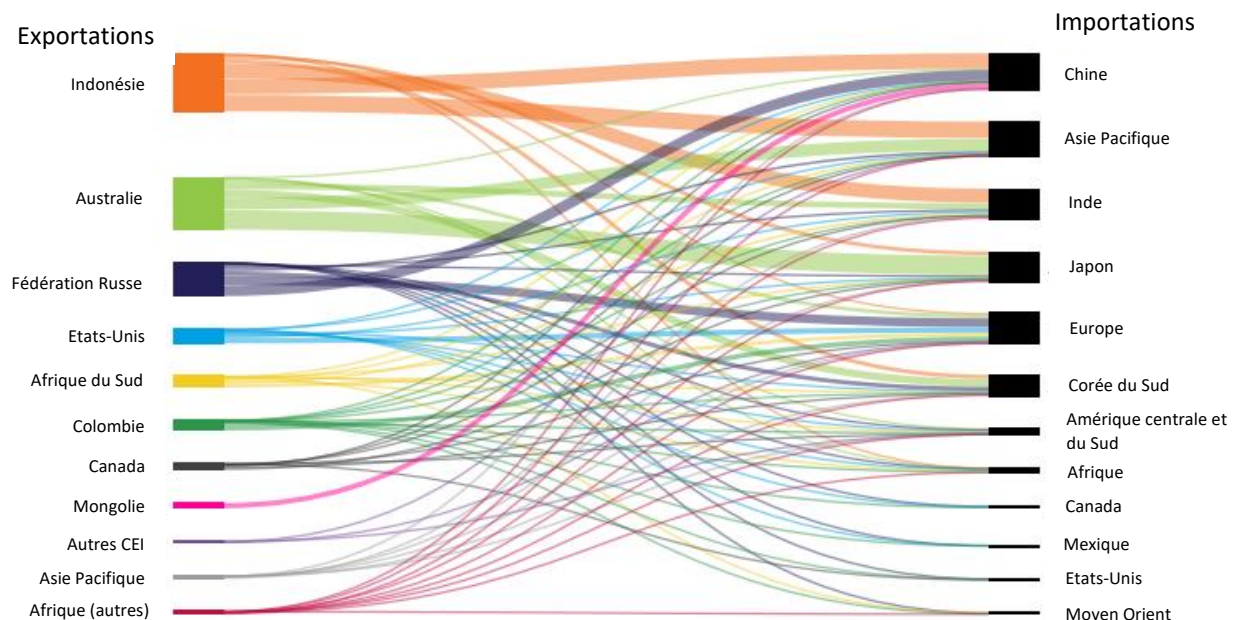


Figure 12 : Exportations et importations de charbon dans le monde (EI Statistical Review of World Energy 2023)

D'autre part, la production de l'or provoque d'importantes émissions de mercure, essentiellement lors d'une production artisanale et à petite échelle. Ainsi, si les plus grosses mines d'or sont situées en Australie et en Amérique du Nord (Figure 13), elles sont nombreuses, en pleine croissance et exploitées artisanalement en Afrique (Figure 14).



Figure 13 : Les 20 plus grosses mines d'or du monde (Mining.com 2023)

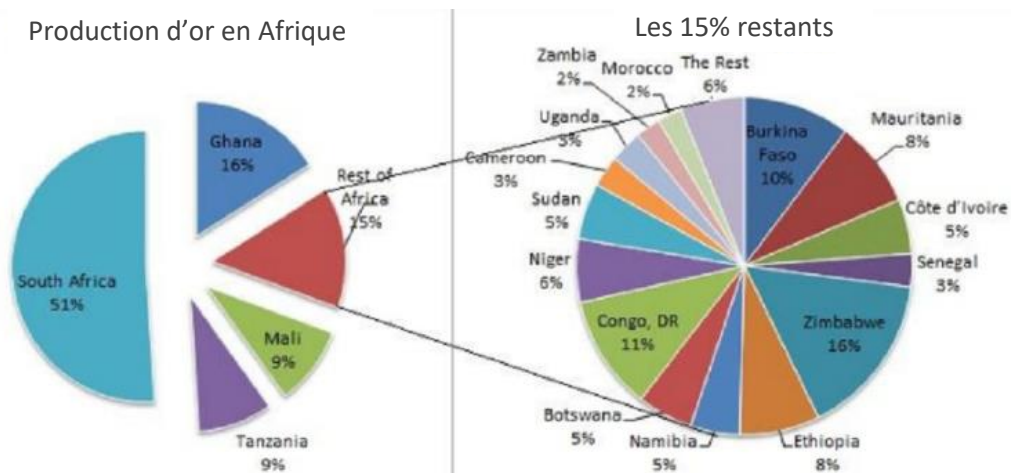


Figure 14 : Proportion des mines d'or en Afrique entre 2005 et 2009 (The US Geological Survey 2010)

La mise à feu de la végétation est une autre source de mercure et correspond en moyenne à 700 tonnes de mercure produites par an entre 1997 et 2006 (Friedli et al. 2009), rejetées dans l'atmosphère. Cette source de mercure est loin d'être la plus importante mais elle est à garder en mémoire. Le système VIIRS (*Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*) est embarqué à bord des satellites météorologiques, et permet de traquer toutes les sources anormales de chaleur : incendies qu'il soit sur terre (feux de forêt, éruption volcanique, catastrophe industrielle, torchère, bombardements militaires...) ou dans l'eau (torchères des plates-formes pétrolières). Il met en évidence la présence quasi continue d'importants incendies en Amazonie, Afrique centrale et Indonésie, trahissant la déforestation de ces régions du monde (Schroeder et al. 2014) (Figure 15). Mais cette dernière n'est pas la seule cause d'incendies de la biomasse. Le réchauffement climatique, provoquant chaleur et sécheresse excessives, joue également un rôle important : en juin 2023 a été enregistré le feu

de forêt le plus important depuis 15 ans, qui a eu lieu au Canada. En France, le nombre d'incendies et la surface forestière brûlée sont en augmentation depuis 15 ans (EFFIS 2023)

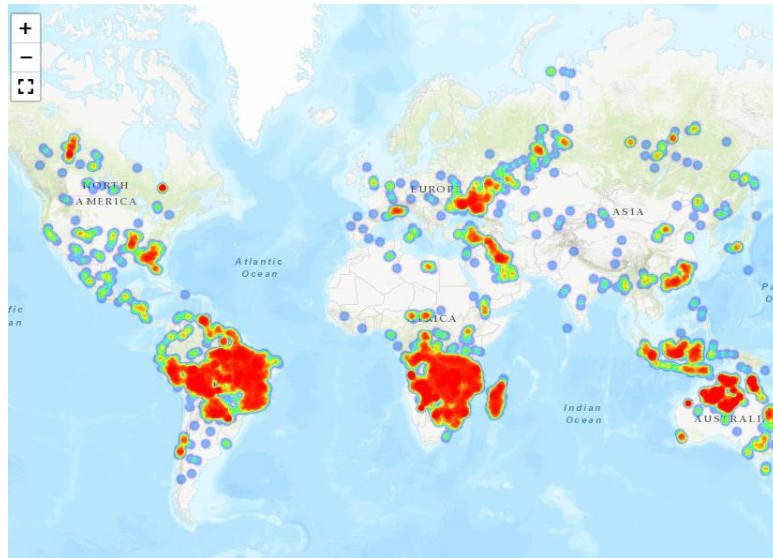


Figure 15 : Localisation des feux via le système VIIRS (le 26/09/2023)

c) Origine des POP

Les domaines producteurs de POP sont essentiellement l'industrie, via les déchets produits et l'agriculture, via les pesticides utilisés.

La carte de la production manufacturière mondiale met en évidence trois grands pôles mondiaux que sont l'Amérique du Nord, l'Union Européenne et l'Asie de l'Est et du Sud. Au contraire, la majorité des pays du continent Africain ont une production inférieure à cinq milliards de dollars (Figure 16).

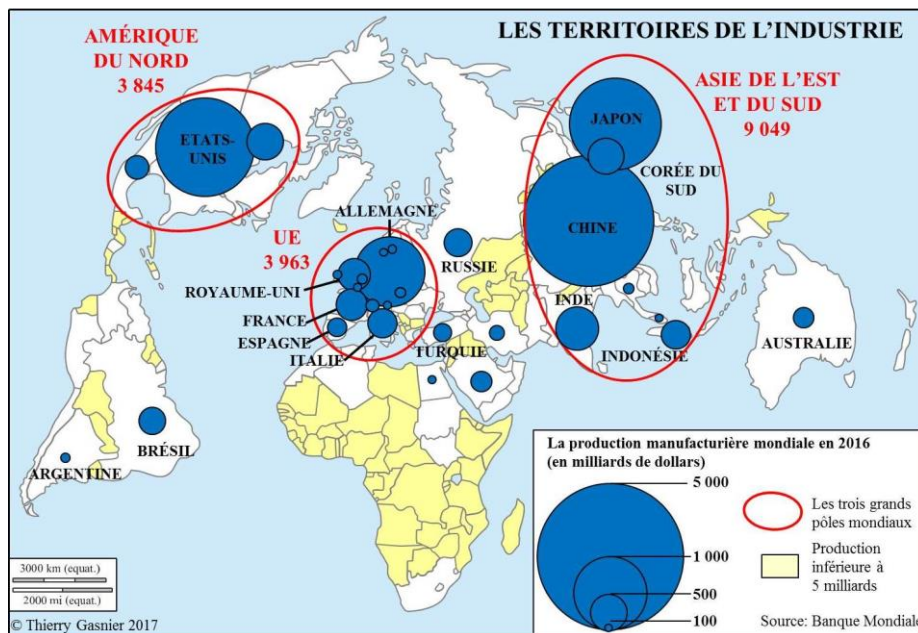


Figure 16 : Les territoires de l'industrie en 2016 (Gasnier 2017)

De même, on retrouve de grosses différences de rendement au niveau de l'agriculture. Si l'Amérique du Nord et du Sud, l'Europe, l'Océanie et l'Asie du Sud et de l'Est ont une agriculture à rendement élevé et mécanisée, l'Afrique, la région amazonienne et l'Indonésie ont une agriculture à faible rendement et à petite échelle. Pour autant, ce sont les principaux fronts pionniers avec une exploitation des terres en pleine expansion (Figure 17).

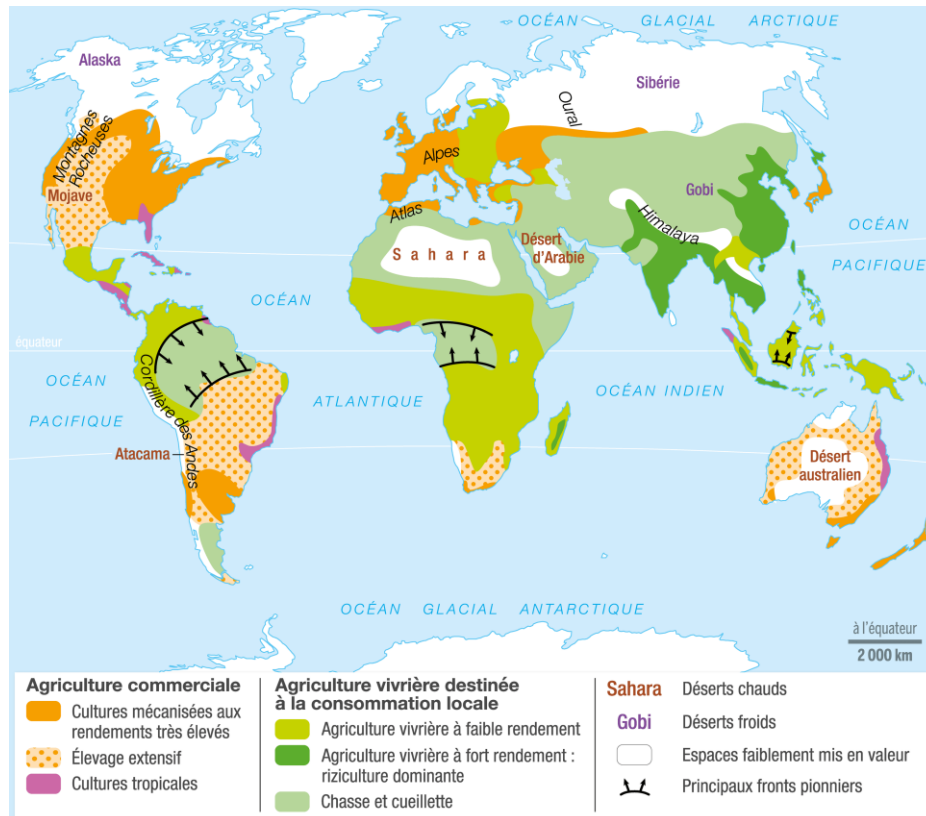


Figure 17 : Les différents types d'agriculture dans le monde (Lelivrescolaire.fr 2016)

D'après la FAO, la consommation de pesticides a doublé depuis 1990 malgré l'apparition de nouvelles techniques et la communication auprès des différents acteurs pour améliorer les techniques d'exploitation (FAO 2022). L'Océanie, l'Asie et les Amériques ont eu la plus grosse augmentation d'utilisation de pesticides. L'Afrique a augmenté de peu son utilisation, alors que l'Europe l'a diminué (Figure 18). La proportion d'insecticides dont les organochlorés, a quant à elle diminué depuis 1990 et ce, dans n'importe quelle région du monde (Figure 19). Avant leur interdiction, ils ont été utilisés un peu partout autour du globe, en Asie du Sud-Est (Zuo et al. 2023 ; Li et al. 2018), en Europe (Manz et al. 2001), en Afrique (Ben Mukiibi et al. 2021 ; Kilunga et al. 2017 ; Mwanamoki et al. 2014), en Amérique du Nord (Schechter et al. 2010) et du Sud (Rissato et al. 2006).

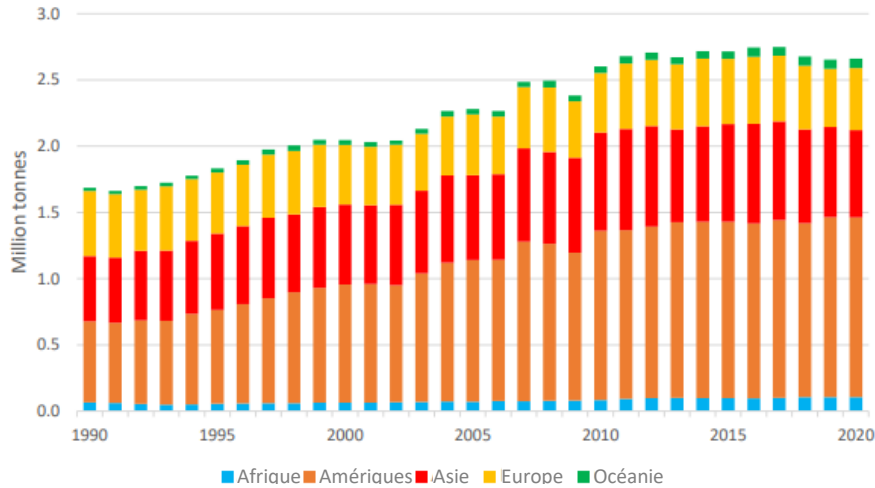


Figure 18 : Utilisation totale des pesticides par région du monde (FAO 2022)

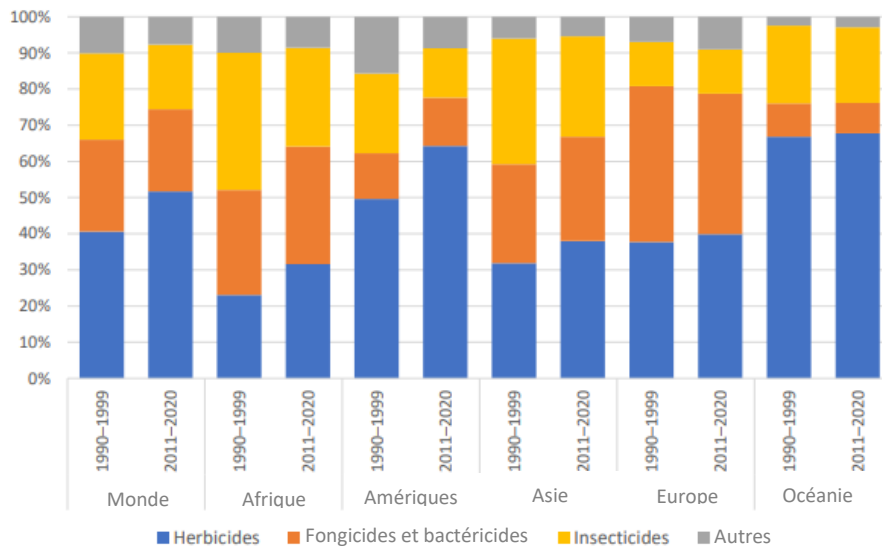


Figure 19 : Proportion des catégories de pesticides utilisés par région (FAO 2022)

Paradoxalement, ce ne sont pas forcément les émissions des zones fortement industrialisées ou celles d'agriculture intensive qui posent le plus de problèmes. En effet, dans ces régions-là, la législation développée contrôle l'utilisation de ces substances et la gestion des déchets permet leur recyclage.

Si l'agriculture demeure un élément central de l'économie africaine (elle assure 30 à 50 % du PIB de la plupart des pays), elle est essentiellement dominée par les petites exploitations familiales et utilise des technologies peu modernes. Elle est fortement dépendante des pesticides, qui sont souvent des génériques, plus abordables mais aussi plus risqués. Pour convenir à des exploitations pauvres et de petite taille, les pesticides sont très souvent déconditionnés et vendus dans des contenants inadaptés, sans notice ou précautions d'utilisation (Diouf 2008). On assiste alors à une utilisation déraisonnée de ces substances. Une importante quantité de stocks de pesticides périmés pose également un problème sur ce

continent. Ils sont stockés dans des conditions déplorables, fuient de leurs emballages abimés et se déversent en grande quantité dans la nature (Bank 2019).

La gestion des déchets municipaux est également une préoccupation majeure. Les pays africains se caractérisent par une urbanisation non contrôlée, avec un développement rapide et anarchique des activités économiques dont les industries. Or, ces pays ne possèdent pas les ressources suffisantes pour gérer de manière écologiquement responsables ces déchets (Mwanamoki et al. 2014 ; Kilunga et al. 2017). En plus des ordures ménagères, sachets et emballages plastiques usagés, carcasses de voitures, déchets électroniques, condensateurs sont brûlés, libérant des substances toxiques et dangereuses. La probabilité de formation de PCB et de PBDE par les systèmes de gestion des déchets dans les villes africaines est élevée (Diouf 2008).

Il existe un dernier enjeu auquel doit faire face l'Afrique : il s'agit de la lutte contre le paludisme. En effet, le paludisme est la principale cause de mortalité chez les enfants de moins de cinq ans sur le continent et 90 % des décès dus à cette maladie surviennent en Afrique. Face à ce fléau, certains pays africains ont réintroduit des insecticides classés comme POP (dont le DDT), pour lutter contre les vecteurs. En effet, ils considèrent que la pulvérisation de ces substances à l'intérieur des maisons demeure la stratégie la plus efficace et la moins onéreuse pour éradiquer la maladie en Afrique (Diouf 2008). Mais cette utilisation entraîne quand même une pollution de l'environnement aux alentours.

Ainsi, les perturbateurs endocriniens sont rejetés dans les trois grands compartiments planétaires que sont l'atmosphère, l'eau et le sol. Ils vont ensuite être transportés autour du globe selon différentes modalités, que nous allons étudier ci-après.

2) Transport des perturbateurs endocriniens

a) Transport via l'atmosphère

Les mouvements atmosphériques jouent un rôle fondamental dans la répartition des agents polluants. Qu'il soit gazeux, liquide ou même solide, tout composé organique ou minéral peut passer dans l'air. Ces sont les courants ascendants et les vents qui dispersent les substances polluantes en altitude et assurent ainsi leur circulation troposphérique.

L'atmosphère est constituée de plusieurs zones qui se succèdent en altitude et dans lesquelles la pression décroît progressivement et la température varie. Il s'agit de la troposphère, la stratosphère, la mésosphère et l'ionosphère (Figure 20). Les deux premières couches, les plus basses et donc les plus denses, sont celles qui interviennent dans les transports des polluants. Elles assurent un transfert des substances vers les lieux les plus isolés, loin des régions industrielles et agricoles. Au sein de la troposphère, la température diminue progressivement jusqu'à atteindre -85°C vers 18 km d'altitude. La stratosphère présente une forte concentration en ozone mais une pauvreté en vapeur d'eau. On y observe une augmentation de la température qui atteint 0°C à 50 km.

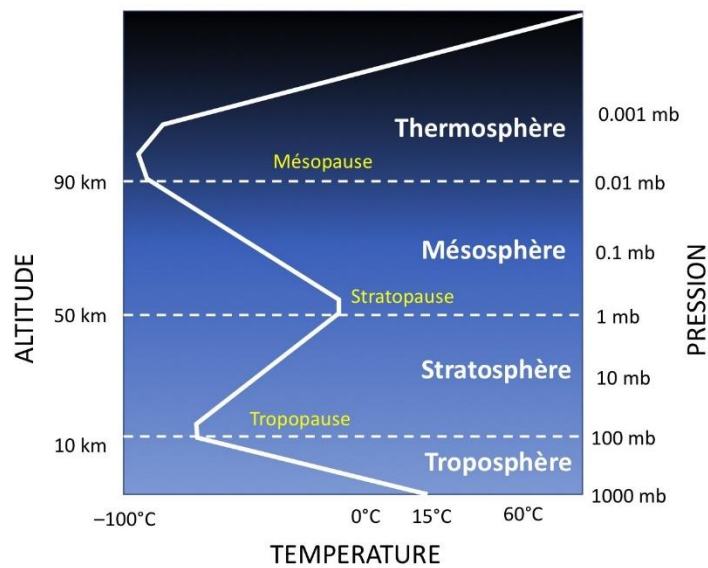


Figure 20 : Les différentes couches de l'atmosphère (Science, climat et énergie 2023)

La circulation troposphérique peut se faire de façon horizontale, via les vents, ou de façon verticale via des courants ascendants ou descendants (Ramade 2007; Auby 2012). Les vents d'ouest situés au niveau de la tropopause, dénommés jet-streams du fait de leur grande vitesse, permettent un transport de particules autour de la Terre en seulement 12 jours (Figure 21). Les vents situés en basse troposphère sont beaucoup plus variables en fonction de la localisation autour du globe (alizés en milieu océanique, mistral sur la façade atlantique française, vents très violents pendant des cyclones en région tropicale).

L'association de ces vents avec des mouvements verticaux de masse d'air engendre un type de circulation atmosphérique appelée *cellules de Hadley, de Ferrel et polaire*. Cette circulation permet le transfert des particules depuis les zones de faible latitude vers les zones polaires (Figure 22). La vitesse de ces mouvements ascensionnels peut atteindre 35 m.s^{-1} .

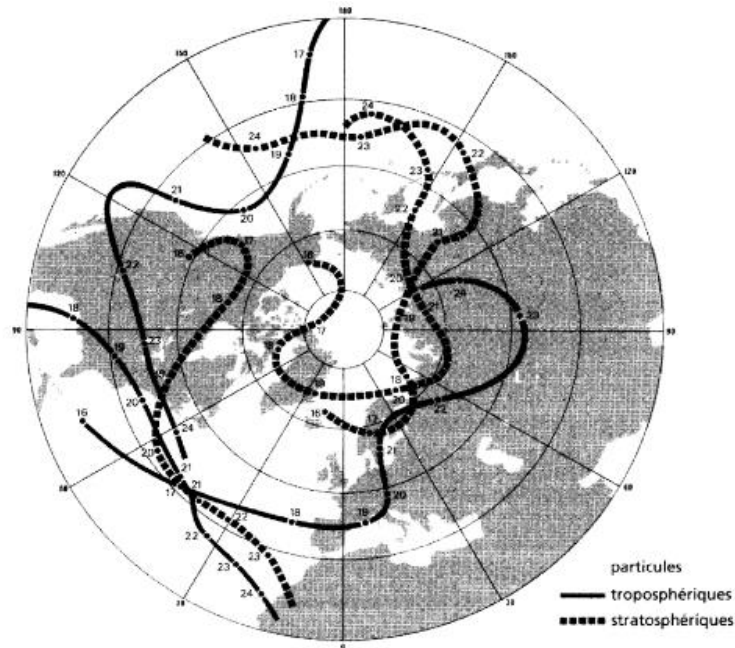


Figure 21 : Mouvements horizontaux des masses d'air autour du globe (Ramade 2007)

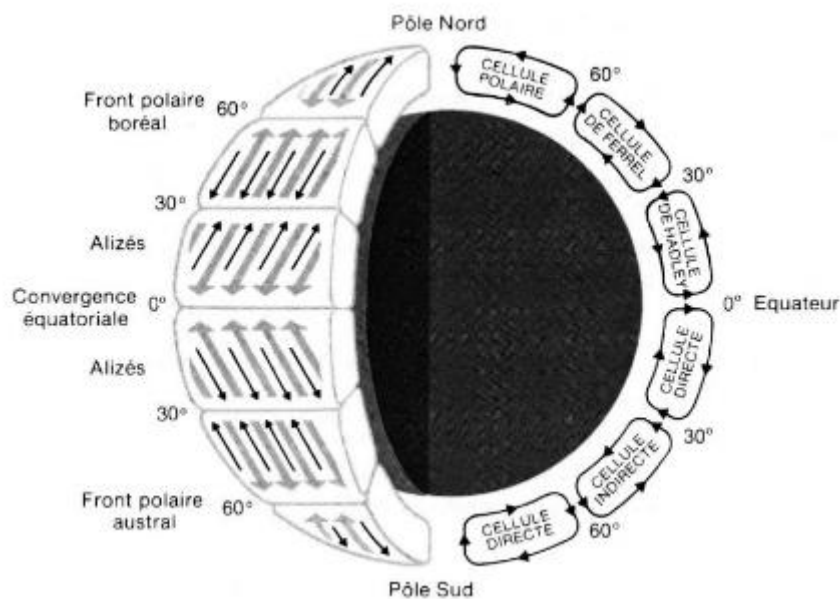


Figure 22 : Modèle général de circulation atmosphérique (Ramade 2007)

Au contraire, les mouvements verticaux entre deux couches sont très lents. Les mouvements horizontaux de la stratosphère sont de grande ampleur et voyagent autour du globe avant que l'air redescende au niveau des pôles. Le sens de ces mouvements dépend de la saison, s'il s'agit de l'été boréal ou austral.

Ce transport de polluants dépend également des caractéristiques physico-chimiques de ces derniers. En effet, quand une substance est libérée dans l'atmosphère, elle peut subir trois devenir différents : être transformée en une autre forme chimique, en fonction de sa stabilité,

en sortir ou y rester s'y accumuler. Pour la plupart des composés organiques, ont lieu des phénomènes de réaction avec la vapeur d'eau, d'oxydation au contact de l'O₂ et de l'ozone O₃, avec ou non des processus de dégradation photochimique. Le temps moyen de résidence (durée moyenne pendant laquelle une particule introduite à une altitude donnée va y rester) dépend alors de l'efficacité des processus physico-chimiques de dégradation et de la stabilité de la molécule (Ramade 2007).

Ces processus de dégradation sont quasiment inefficaces sur certains métaux lourds et pour divers composés organiques de synthèse, en particulier de nombreux POP, tels les PCB et divers pesticides. Théoriquement, ces éléments peuvent persister indéfiniment dans l'atmosphère. Toutefois, ils sont le plus souvent transférés dans la pédosphère et/ou l'hydrosphère.

b) Transport via les précipitations

Après un temps de séjour dépendant essentiellement de l'altitude et de leur nature physico-chimique, les polluants vont retourner à la surface de la biosphère (continentale ou hydrosphérique). Deux processus, que nous avons déjà évoqués précédemment, sont à l'origine de ce transfert des polluants. Le premier, dit des « dépôts secs » s'effectue du fait de l'effet de gravité des particules solides qui renferment les différents contaminants. Les « dépôts humides » sont plus efficaces car ils comprennent aussi les polluants gazeux hydrosolubles. Il s'agit du transfert des substances à la surface du globe par entraînement ou dissolution dans les pluies, grêles, neiges et brouillards.

Le type de précipitations le plus efficace pour ce transfert de substances dépend des caractéristiques de la molécule et la température atmosphérique. La pluie va être plus efficace dans le transport de petites molécules organiques, alors que la neige sera plus efficace dans le transport de molécules apolaires de poids moléculaire plus important, qui ne sont que partiellement hydrosolubles (Lei, Wania 2004). Cette différence s'accroît lors de la baisse des températures. C'est également la raison pour laquelle les « dépôts humides » sont plus importants dans les environnements froids. On observe cependant des variations de l'efficacité de ces dépôts lors d'importants phénomènes météorologiques. En effet, elle varie fortement entre les tempêtes et diminue avec le temps lors de longs épisodes pluvieux (Lei, Wania 2004).

Un autre phénomène est notable dans la cinétique des polluants atmosphériques aux moyennes et hautes latitudes : il s'agit des brouillards. En effet, les microgouttelettes d'eau qui les forment, ont la capacité de capter de nombreux polluants qui peuvent être à l'état dissous ou sous forme de particules en suspension dans l'eau (Figure 23). Quand les brouillards se condensent, ils ramènent au sol les polluants piégés. Les substances y sont beaucoup plus concentrées que dans l'air.

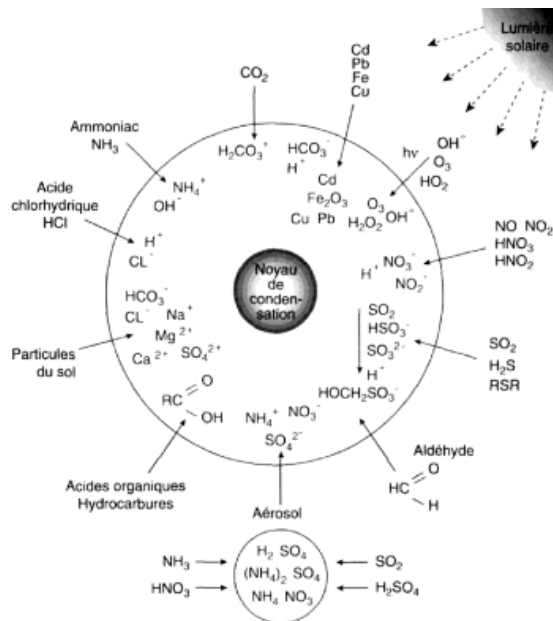


Figure 23 : Schéma d'une particule de brouillard chargée de polluants (Ramade 2007)

La loi de déposition simplifiée montre que le taux de déposition d'une substance est proportionnel à sa concentration dans l'atmosphère. Pour autant, le système « air-sol » n'est pas à l'équilibre, les concentrations entre ces deux compartiments ne sont pas identiques et varient en fonction de divers facteurs météorologiques et physico-chimiques (Hao et al. 2020). Ces mécanismes inertes de dépôts représentent le processus le plus important dans l'épuration de l'atmosphère pour les polluants qui ne sont que peu ou pas dégradés dans l'air, comme les substances que nous étudions.

c) Transport via l'hydrosphère

Les processus de transfert des polluants de l'atmosphère vers la surface de l'écosphère évoqués plus haut, constituent une cause globale de pollution directe de l'hydrosphère en général et donc de l'océan mondial, y compris dans les zones les plus reculées de ce dernier.

Les substances qui se retrouvent dans les sols, qu'elles soient directement rejetées par les activités humaines ou qu'elles soient passées entre temps dans l'atmosphère, sont lessivées par le passage des eaux de pluie. Elles circulent ainsi dans les eaux superficielles et souterraines, contaminant sur leur passage les nappes phréatiques et les aquifères profonds. Toutes les eaux d'un même bassin versant se rejoignent, puis la circulation fluviale amène les diverses substances, qu'elles soient à l'état dissous ou particulaire, dans le milieu océanique. Ainsi, la grande majorité des rivières européennes sont contaminées par des polluants de diverses origines (Loos et al. 2009). Au niveau des estuaires et des deltas, les masses d'eaux polluées se diluent dans la mer, où les courants marins les dispersent dans l'ensemble de l'hydrosphère.

L'origine des courants marins se distingue selon qu'ils sont de surface ou en profondeur. Les premiers sont dus à la circulation des vents sur l'eau, leur origine est donc atmosphérique. Ainsi, ils suivent le même chemin que les vents dominants. Ils peuvent être froids ou chauds, mais interviennent dans la constitution du climat. Leur trajectoire est aussi définie par la rotation terrestre : d'est en ouest. La force de Coriolis entraîne donc les courants de surface vers l'est dans l'hémisphère nord et vers l'ouest dans l'hémisphère sud. En profondeur, la formation de courant dépend de la densité de l'eau, qui varie en fonction de sa température et de sa salinité. L'eau froide et salée, plus dense, descend donc dans les profondeurs de la mer tandis que l'eau chaude monte. Arrivées aux pôles, les eaux chaudes se refroidissent et l'évaporation augmente leur densité en sel. Elles replongent donc dans les profondeurs, pour effectuer un nouveau tour. A l'échelle de la planète, l'ensemble des courants marins de surface et de profondeur forment une immense boucle de circulation que l'on nomme « boucle thermohaline » (Figure 24)(American Oceans 2023). La durée totale du circuit est d'environ 1 600 ans.

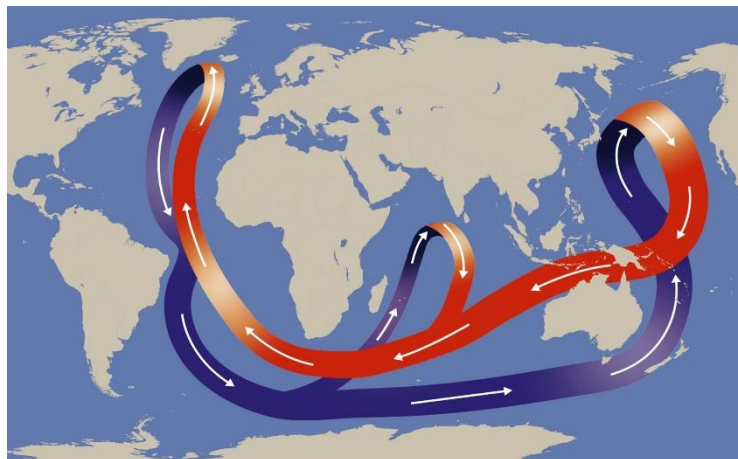


Figure 24 : La circulation thermohaline (American Oceans 2023)

En définitive, les phénomènes décrits ci-dessus vont avoir pour conséquence d'amener la masse des polluants émis par l'homme dans l'océan mondial qui constitue l'ultime réservoir des substances toxiques.

3) Distribution mondiale préférentielle

a) Contamination locale

Bien évidemment, tous les polluants ne sont pas transportés depuis les sources ailleurs sur la planète. Les points sources sont contaminés par les polluants rejetés localement. Certains phénomènes amplifient cette contamination locale.

Un dôme de pollution urbaine peut se former au-dessus des villes par temps calme et constitue une grande coupole de masses d'air polluées. Les polluants particulaires ou gazeux dans l'air s'y accumulent, engendrant une couleur jaune orangé très reconnaissable. Cette dernière est due à l'accumulation de peroxyde d'azote (Ramade 2007). Selon les conditions météorologiques, il peut se former des nuages, ainsi que la condensation d'orages favorisés par la présence de particules de condensation dans cet air pollué. C'est pourquoi, les grandes villes industrielles sont plus fréquemment et fortement touchées par des orages. Les polluants sont particulièrement concentrés dans ce dôme et sont redéposés localement via les dépôts humides et secs.

Un autre phénomène joue un rôle majeur dans l'accroissement de l'ampleur de la pollution locale, il s'agit de l'inversion de température (Figure 25) (Ramade 2007). C'est un phénomène lors duquel les couches d'air en altitude sont plus chaudes que celles à proximité de la surface du sol. Dans les conditions météorologiques normales, la température de l'air diminue avec l'altitude ce qui permet aux fumées de se disperser dans l'air. En situation d'inversion, la température va croître avec l'altitude jusqu'au « plafond de l'inversion » où l'on rencontre des masses d'air chaudes. Les polluants ne peuvent donc pas se disperser et s'accumulent au voisinage du sol, ce qui provoque la formation de brouillards chargés d'aérosols pollués, appelés *smogs*. Il en existe deux sortes :

- Les *smogs* acides, qui se forment sous des climats tempérés froids et humides et qui se caractérisent par la fixation d'acides forts sur les gouttelettes de brouillard, comme l'acide sulfurique par exemple.
- Les *smogs* oxydants qui se forment sous des climats chauds et ensoleillés, et qui engendrent la transformation de polluants en ozone et autres composés oxydants, sous l'effet du rayonnement solaire.

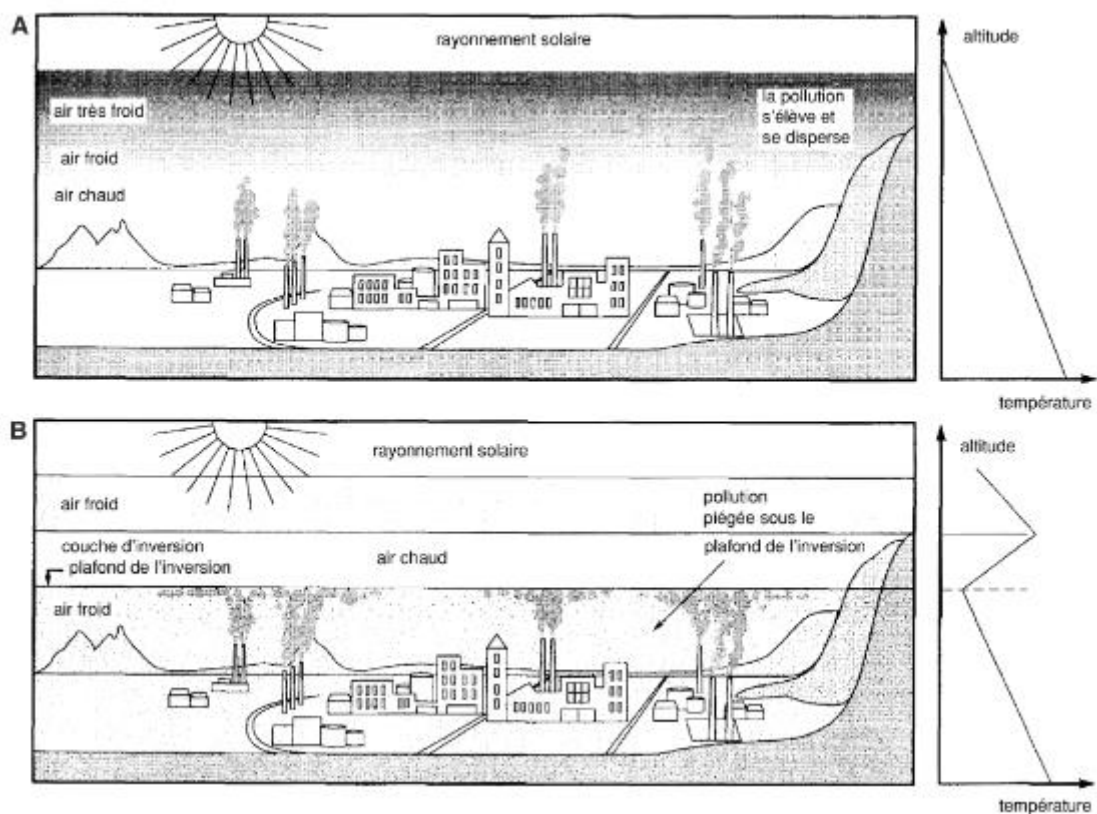


Figure 25 : Schéma du mécanisme d'inversion thermique (Ramade 2007)

Ainsi, les grandes villes caractérisées par une population et donc une activité importante, sont polluées de manière systématique (Gasic et al. 2010).

b) Contamination des endroits les plus reculés

Si la contamination locale des perturbateurs endocriniens paraît tout à fait logique, ces substances contaminent également les endroits les plus reculés du globe du fait des différents moyens de transport évoqués précédemment.

Ainsi, grâce aux courants marins, les polluants sont ensuite répartis dans les océans. Les mers sont les plus atteintes et présentent des concentrations plus élevées qu'ailleurs, comme la mer Méditerranée mais on en retrouve un peu partout. Des individus de thons rouges (*Thunnus thynnus*) prélevés aux quatre coins du monde contenaient de nombreux polluants dans leur organisme (Chiesa et al. 2016). Ils ont été prélevés entre autres, dans des zones de pêche, ce qui soulèvent des questions quant à la sécurité alimentaire humaine.

D'autre part, des scientifiques canadiens ont retrouvé de nombreux polluants dont des PCB et les PBDE, dans la chaîne des Montagnes Rocheuses, à plus de 3 000 m d'altitude (Blais et al. 1998). Ces lacs de hautes montagnes ne peuvent être contaminés par ces polluants que via

l'atmosphère. La concentration de PCB est d'autant plus élevée que l'on monte en altitude. Des études similaires ont été menées dans les Alpes et elles montrent les mêmes résultats (Krautter, Seidl 2002). Cela peut s'expliquer par le fait que la neige est plus efficace que la pluie pour transporter les substances entre l'atmosphère et la surface terrestre. Plus l'altitude est élevée, plus la température est basse et plus la fréquence d'épisodes neigeux est importante. De plus, du fait des basses températures, l'activité biologique y est plus faible. Les POP sont donc encore plus difficiles à faire disparaître qu'en régions de basse altitude. Ce double enjeu entraîne une accumulation importante de ces molécules dans l'environnement et potentiellement une exposition de la faune sauvage.

Enfin, certaines réserves naturelles sont également touchées par ces substances, remettant en question l'effet de la législation humaine face aux mécanismes de transport planétaires. En effet, des pesticides dont le DDT ont été retrouvés dans les sols et les plantes de la Forêt impénétrable de Bwindi, en Ouganda (Amusa et al. 2021). Ils ont beaucoup été utilisés dans les champs situés autour de ce parc national. Il s'agit d'une menace pour les Gorilles de l'Est (*Gorilla beringei*), dont la moitié des individus du monde se trouve dans cette réserve naturelle. Pour autant, toutes ces zones protégées ne sont pas touchées de la même façon par ce fléau. Le parc de Yellowstone, aux Etats-Unis, ne présente que de très faibles concentrations en pesticides, la faune locale est donc moins exposée à ce danger (Robison et al. 2006).

c) L'enjeu de l'Arctique

L'Arctique est la région entourant le pôle nord, généralement délimitée par le cercle polaire qui se situe à la latitude 66°33'N, ou encore par la courbe isotherme, à l'intérieur de laquelle la moyenne des températures pour le mois le plus chaud (juillet) ne dépasse jamais 10°C, et qui correspond d'un point de vue écologique à la limite au-delà de laquelle les arbres ne poussent plus (Figure 26). L'Arctique est principalement constitué d'un océan gelé en surface ou banquise, dont la superficie varie avec la température et les saisons, et de terre à l'intérieur du cercle polaire arctique et qui appartiennent à cinq pays ; Canada, Etats-Unis, Russie, Norvège et Danemark. L'Arctique, du fait de ses caractéristiques particulières, est un réceptacle important de polluants, malgré l'usage très limité localement de ces substances.



Figure 26 : Carte de l'Arctique (Arctic Portal 2016)

La cycle du mercure y apparaît plus complexe. En effet, des pluies de mercure appelées Atmospheric Mercury Depletion Event, se déroulent au printemps boréal et consistent en l'oxydation rapide du mercure élémentaire gazeux Hg^0 par des espèces halogénées réactives. Ces dernières sont des composés dérivés des atomes de brome provenant de la réaction du rayonnement solaire sur les sels marins apportés par les embruns (Aubail 2010). Le mercure alors sous sa forme $Hg(II)$ très réactive, se dépose à la surface de l'Arctique.

La majeure partie (90 %) de ce mercure est libéré dans l'écosystème lors de la fonte des surfaces neigeuses au printemps et passe dans le milieu aquatique, où il est transformé en méthylmercure. Les 10 % restants sont réémis vers l'atmosphère.

D'autre part, les échanges des polluants entre l'air et l'océan sont différents dans cette région par rapport au reste du globe. En effet, la couverture de glace empêcherait l'émission vers l'atmosphère des substances accumulées dans la couche superficielle océanique et pourrait alors contribuer à augmenter leurs concentrations dans le milieu marin (Aubail 2010).

L'import de polluants dans la troposphère arctique provoque le phénomène de brouillard arctique (Auby 2012). Il est constitué principalement d'un mélange de particules de sulfate et organiques mais également de tous les polluants en suspension. La forte quantité de particules dans le brouillard arctique absorbe et diffuse le rayonnement solaire, réduisant la visibilité et modifiant la part de rayons solaires arrivant à la surface de la banquise. C'est également une

source de radicaux HO₂, ce qui réduit la capacité oxydante de l'atmosphère, et augmente la durée de vie de nombreuses substances. L'amplitude et les conséquences de ces effets sont encore mal documentées.

Le froid, la faible densité en micro-organismes et la pauvreté en rayonnements solaires rendent l'élimination des molécules plus difficile (Krautter, Seidl 2002).

Ainsi, on retrouve l'ensemble des perturbateurs endocriniens que nous étudions en grande quantité en Arctique, à savoir le mercure (Aubail 2010), les PCB (Kucklick et al. 2002), le DDT (Halsall et al. 1998) et les PBDE (Krautter, Seidl 2002). Il existe bien évidemment des variations de concentrations au sein des différentes régions de l'Arctique, que l'on peut expliquer entre autres par des différences spatiales dans la géologie du socle rocheux arctique (Aubail 2010).

4) Passage des polluants dans la biosphère

Le comportement des polluants dans les écosystèmes va dépendre de leurs caractéristiques physico-chimiques, de leur stabilité ou au contraire, de leur dégradabilité. Parmi les principaux processus de dégradation, on trouve la photodégradation, due à l'effet direct des rayons UV (ultra-violet) qui cassent les liaisons chimiques, la photolyse (décomposition chimique des éléments, catalysée par l'énergie lumineuse), l'hydrolyse, l'oxydation ainsi que les réactions acido-basiques. En outre, les micro-organismes jouent également un rôle dans cette décomposition : il s'agit de la biodégradation. Malheureusement, certaines formes chimiques de métaux (comme le méthylmercure), ainsi que la plupart des polluants organiques persistants ne sont pas ou peu biodégradables.

a) Définitions

Sur le terrain, la concentration d'un polluant dans l'air, les eaux ou les sols, n'indique en aucun cas s'il pourra ou non être absorbé par un organisme et en quelle proportion. La **biodisponibilité** d'une substance est « la fraction de la quantité totale de cette dernière qui est absorbable par des producteurs (végétaux), consommateurs (animaux) ou décomposeurs (champignons, bactéries), qui peut donc être prélevé dans le biotope par un organisme et être transférée, stockée ou métabolisée par celui-ci » (Ramade 2007). Cette biodisponibilité est d'autant plus importante que l'on considère des molécules avec un potentiel toxique. Elle dépend de l'état chimique de la substance, de la composition du biotope ainsi que du temps.

La **bioaccumulation** désigne « le processus d'absorption par lequel les êtres vivants peuvent accumuler dans leur organisme des nutriments, toute autre substance présente naturellement dans l'environnement ou encore un polluant organique de synthèse, quelle que soit la voie de pénétration dans l'organisme considéré » (Ramade 2007). Dans le milieu aquatique, les voies de pénétration d'une substance dans l'organisme sont les voies alimentaire, transcutanée et transbrachiale. En milieu terrestre, il s'agit des voies alimentaire,

transcutanée et respiratoire. On appelle facteur de concentration F_c , le rapport entre la concentration d'un polluant dans les tissus d'un organisme et sa concentration dans le biotope.

On désigne par **bioconcentration** le processus par lequel une substance prélevée dans un biotope par un être vivant va se rencontrer dans son organisme à des concentrations supérieures à celles que l'on trouve dans les eaux, l'air ou les sols (Ramade 2007). Il s'agit d'un cas particulier de la bioaccumulation, dans lequel la concentration augmente quand le polluant passe du biotope dans la biomasse, quel que soit le niveau trophique de l'organisme concerné. On appelle facteur de bioconcentration F_{bc} , la valeur selon laquelle la concentration d'un polluant dans un organisme donné est supérieure à celle dans le biotope. Il correspond aux cas où le facteur de concentration F_c est supérieur à 1.

En réalité, les organismes qui ont concentré une substance toxique, vont être mangés par d'autres espèces animales qui les assimileront et les accumuleront à leur tour dans leurs tissus. On observe ainsi petit à petit une contamination de tout le réseau trophique, initiée par les producteurs primaires qui vont extraire le polluant du milieu. Les polluants persistants peu ou pas biodégradables vont se concentrer tout le long de la chaîne alimentaire, chaque niveau trophique verra sa concentration être supérieure à celle du précédent. Ainsi, ce sont les superprédateurs, situés au sommet de cette chaîne, qui présentent les taux de contamination les plus élevés. Ce phénomène est appelé **bioamplification** des polluants (Ramade 2007). Le facteur de transfert F_t est « le rapport entre la concentration d'un polluant entre les êtres vivants situé au niveau trophique $n+1$ et celle à laquelle il se trouve dans les organismes du niveau trophique n qui servent de proie au précédent ».

b) Bioamplification dans les réseaux trophiques aquatiques

Les premières observations du phénomène de bioamplification furent réalisées en milieu aquatique, plus précisément au niveau du *Clear Lake*, en Californie (Ramade 2007; Moutou, Jozph-Enriquez 1991). Hunt et Bischoff ont montré que le DDT, alors qu'il avait été dilué à 0,015 ppm dans le lac, se retrouvait avec une concentration de 2 500 ppm dans les tissus des grèbes ($F_c = 166\ 000$) (Figure 27). Le schéma général de la contamination des chaînes trophiques dans les eaux lacustres et océaniques est le suivant :

Phytoplancton / **producteurs** → zooplancton herbivore / **herbivores** → zooplancton et poissons microphages / **carnivores 1** → invertébrés (poissons prédateurs) / **carnivores 2** → superprédateurs (poissons, oiseaux et mammifères piscivores) / **carnivores 3**

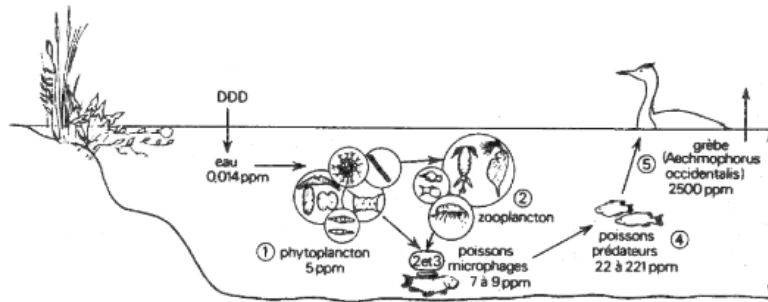


Figure 27 : Bioamplification du DDT dans le réseau trophique aquatique du Clear Lake (d'après Hunt et Bischoff, 1960)

Du fait des caractéristiques écologiques de ces milieux, les Fbc mesurés atteignent généralement leur valeur maximale dans les réseaux trophiques aquatiques (Ramade 2007). La première raison résulte du fait que les chaînes alimentaires aquatiques possèdent un nombre moyen d'échelons supérieurs à celui des chaînes terrestres. D'autre part, les organismes situés à la base des réseaux trophiques, que sont le phytoplancton et le zooplancton, ont une forte capacité à bioconcentrer les polluants des eaux. Les organismes des niveaux supérieurs de la pyramide se nourrissent de proies présentant un niveau plus élevé de contamination. Des records ont ainsi été atteints dans des écosystèmes lacustres contaminés par des insecticides organochlorés et des PCB. Les crocodiles du lac Kariba au Zimbabwe, contaminé par le DDT utilisé dans la lutte contre les vecteurs du paludisme, ont présenté un Fbc supérieur à 1,7 millions par rapport à la teneur moyenne des eaux (Figure 28) (Ramade 2007).

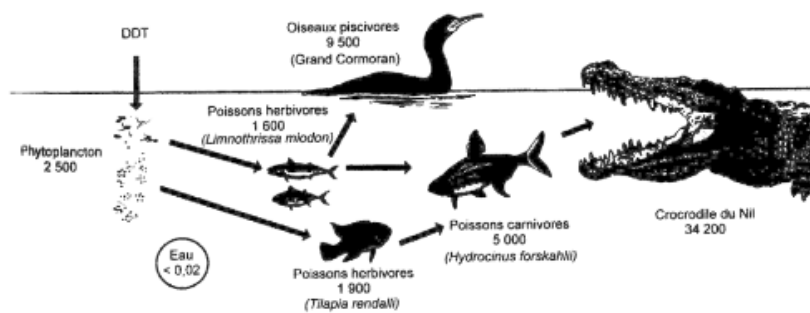


Figure 28 : Bioamplification du DDT dans le réseau trophique du lac Kariba (Ramade 2007)

Certaines espèces peuvent être considérées comme des sentinelles, des indicateurs de la pollution d'un milieu. Par exemple, la loutre (*Lutra lutra*), qui se situe à l'un des plus hauts niveaux de la chaîne trophique, est une espèce en voie de disparition, malgré les mesures de protection mises en place. L'arrêt de la chasse et du piégeage, permet de s'orienter vers la recherche de polluants dans son environnement, en particulier les PCB. Il existe en effet une relation entre le taux de PCB prélevé dans la graisse sous-cutanée d'individus retrouvés morts, et la démographie de l'espèce (Moutou, Jozph-Enriquez 1991). Un taux supérieur à 50 mg/kg

entraîne la stérilité des individus et donc l'extinction de l'espèce. Or cette substance est déjà présente à un taux de 0,05 mg/kg dans les poissons de la majorité des fleuves et rivières européens. La concentration de PCB dans les organismes augmente avec l'âge et lorsqu'arrive la maturité sexuelle vers deux ans, elle a déjà dépassé ce seuil. Le suivi des populations de loutres permet ainsi de connaître le taux de PCB dans l'écosystème correspondant. Si elle disparaît d'une région au sein de laquelle elle est protégée de manière efficace, il est probable que le taux de PCB de l'environnement soit trop important.

D'autres études ont comparé les concentrations des PCB et insecticides organochlorés dans les tissus de la loutre, du grand cormoran et du silure, en France (Alomar 2017). Les concentrations étant comparables chez ces trois espèces, il est donc possible de prélever et d'analyser une seule espèce (le silure par exemple, qui est une espèce invasive et non protégée) pour avoir une idée de la contamination des autres prédateurs.

Au niveau de l'environnement marin, aux Pays-Bas comme en Angleterre, on a pu mettre en évidence une accumulation de PCB dans le pannicule graisseux sous-cutané des phoques veaux marins (*Phoca vitulina*) et des phoques gris (*Halichoerus grypus*), jusqu'à une concentration provoquant une diminution significative de leur reproductivité (Reijnders 1986). Ces tendances sont suivies grâce à des colonies témoins (mer de Wadden aux Pays-Bas, baie de Liverpool dans la mer d'Irlande) ou en dosant les polluants sur les cadavres de phoques retrouvés morts sur les côtes.

Les polluants organiques persistants ne sont pas les seules substances à être concernées par ces phénomènes de bioamplification. En effet, au début des années 1950 a eu lieu l'affaire Minamata au Japon, concernant le mercure. Cette dernière se traduit au total par la mort de plus de 1 400 personnes et l'invalidité de plusieurs centaines d'autres, par suite de bioamplification du mercure dans les chaînes trophiques marines. A la suite du rejet par une usine chimique d'un effluent contenant cet élément dans la baie de Minamata, les poissons dont se nourrissaient les populations victimes, en renfermaient une concentration moyenne 500 000 fois plus élevée à celle des eaux marines polluées.

La teneur en mercure des poissons situés au sommet de la chaîne trophique tels que le thon albacore (*Thunnus albacares*) et le thon rouge méditerranéen (*Thunnus thynnus*) est un bon indicateur du niveau de pollution mercurielle en milieu marin (Moutou, Jozph-Enriquez 1991). En 1987, les taux retrouvés chez ces deux espèces étaient plus élevés que les limites maximales de résidus tolérés en France, à savoir 0,7 ppm pour les thons.

Ces milieux aquatiques sont également sujets à des exceptions. C'est notamment le cas lorsqu'un polluant persistant se retrouve dans l'eau en très faibles concentrations. Les processus de bioaccumulation par voie de contamination percutanée et transbranchiale sont alors plus importants que par voie alimentaire (Ramade 2007). L'absorption par contact étant plus importante par unité de masse corporelle chez un organisme de petite taille, on peut

observer de plus fortes concentrations en polluants chez les organismes situés en bas de la chaîne alimentaire.

c) Bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres

Divers végétaux terrestres, en particulier des plantes cultivées, comme la carotte, l'arachide ou les tubercules des pommes de terre, peuvent aussi concentrer certains pesticides ou autres substances minérales ou organiques présentes dans le sol (Ramade 2007).

Les lombrics et autres Oligochètes peuvent bioaccumuler les éléments toxiques dans leur organisme, en particulier les insecticides organochlorés, à des taux plusieurs dizaines de fois supérieurs à celui du sol (Figure 29). Les chaînes trophiques dans lesquels les vers de terre constituent les producteurs secondaires sont donc particulièrement contaminées. Les oiseaux dendrilophages tels que les merles et les bécasses se trouvent ainsi affectés. Par exemple, aux Etats-Unis dans les années 1960, le DDT a été fortement utilisé contre le scolyte de l'orme, entraînant une forte mortalité des merles migrateurs dans l'est de ce pays (Ramade 2007). C'est ainsi que le « test vers de terre » est né. Il évalue la survie, la croissance pondérale, la fécondité, le taux de viabilité et le développement des embryons de ces vers dans des conditions d'exposition contrôlées (Moutou, Jozph-Enriquez 1991).

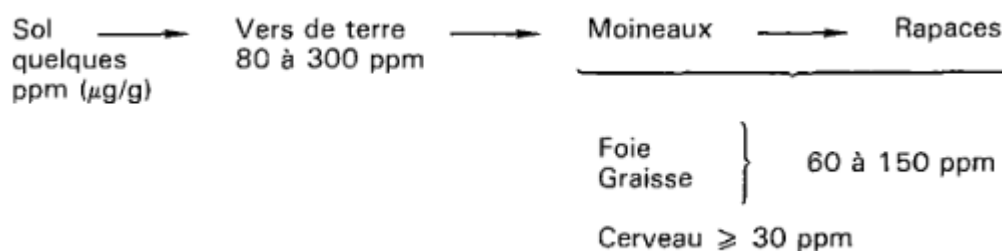


Figure 29 : Bioamplification du DDT dans la chaîne trophique terrestre faisant intervenir les vers de terre (Moutou, Jozph-Enriquez 1991)

Certains animaux sont « utilisés » comme révélateurs de pollution par les insecticides. Petits chasseurs d'insectes, les chauves-souris sont souvent exposées à la consommation d'insecticides (Moutou, Jozph-Enriquez 1991). Leur longévité potentielle (une vingtaine d'année) et leur poids très faible en font d'excellents témoins de la pollution. On peut l'étudier via deux moyens : des mesures directes peuvent être réalisées sur les cadavres retrouvés, et leurs déjections (guano) accumulées au pied des gîtes réguliers permettent des prélèvements significatifs pour des études indirectes. D'autres études ont permis de montrer la présence de métaux lourds dont le mercure sur des ossements de chauves-souris (Carravieri, Scheifler 2012). D'autre part, la concentration en mercure retrouvée en Suède dans les plumes des oiseaux granivores et des oiseaux de proie a constitué un bon indicateur pour conclure à l'accumulation du mercure dans la chaîne alimentaire terrestre.

La bioaccumulation peut également s'évaluer face à la pullulation de certaines espèces sauvages. En Bolivie, le DDT a été largement utilisé pour lutter contre les moustiques, vecteurs de paludisme. Les lézards étant de grands consommateurs de ces moustiques, ils ont donc accumulé le pesticide mais y sont très peu sensibles. Contrairement aux chats, prédateurs des lézards, qui sont très sensibles au DDT du fait de leur incapacité à réaliser les réactions de glucuroconjugaison. Les rongeurs autochtones ont alors vu leur population augmenter de façon importante, accélérant ainsi la transmission à l'homme d'autres maladies, comme le typhus (Moutou, Jozph-Enriquez 1991).

En Amérique du Nord, les panthères de Floride (*Felis concolor coryi*) sont exposées aux PCB, DDT et mercure via leur régime alimentaire et la consommation de raton-laveurs entre autres, qui est connu pour être un concentrateur biologique de ces substances (Facemire et al. 1995). Cela entraîne des problèmes de fertilité chez les femelles et de cryptorchidie chez les mâles. La pérennité de cette espèce est donc remise en cause.

Si la plupart des études se portent sur les superprédateurs terrestres en Europe ou en Amérique du Nord, elles sont très peu nombreuses à s'intéresser à la situation des grands félins en Afrique. Ce n'est qu'en 2020 que la première étude concernant les lions (*Panthera leo*), les hyènes (*Hyena brunnea*) et les guépards (*Acinonyx jubatus*) d'Afrique du Sud est sortie (Malarvannan et al. 2020). Elle met en évidence que les individus captifs ne sont pas exposés aux mêmes substances que les individus sauvages mais que leur organisme contient des concentrations en moyenne plus élevées de perturbateurs endocriniens. D'autre part, on observe qu'il existe des différences entre ces espèces : les hyènes ont globalement des concentrations plus importantes que les lions. Ces différences peuvent s'expliquer du fait d'un régime alimentaire différent, les hyènes étant omnivores et les lions carnivores stricts. Les polluants ne sont pas non plus métabolisés de la même façon selon les espèces. Les concentrations trouvées dans cette étude sont en moyenne plus basses que celles retrouvées dans d'autres superprédateurs terrestres dans le monde, signe que les zones étudiées sont encore un peu préservées.

En 2022, une autre étude se concentre sur les léopards (*Panthera pardus pardus*) captifs et sauvages en Afrique du Sud (van As et al. 2022). Elle met également en évidence que les individus captifs sont plus exposés aux pesticides organochlorés que les individus sauvages, différence probablement liée à l'alimentation. Le poulet que reçoivent les léopards captifs provient d'élevages exposés à ces substances. D'autre part, elle étudie le phénomène d'accumulation qui est plus important chez les panthères noires que chez les autres individus, ce qui montre une différence génétique dans la capacité à métaboliser les polluants.

Cette même année, Leighton et al. (2022) ont montré la présence de PCB et DDT chez le Caracal (*Caracal caracal*) dans la région de Cape Town en Afrique du Sud. Les concentrations de ces polluants trouvées sont plus élevées que celles mises en évidence dans les études précédentes chez les lions, hyènes, guépards et léopards. Elles varient en fonction de l'habitat, du régime alimentaire, des caractéristiques hématologiques des individus.

Le mercure a une double origine : il peut être naturel, via le volcanisme, ou anthropique, via la combustion de charbon, l'exploitation minière de l'or à l'échelle artisanale ou encore les feux de forêt. Les POP ont eux une origine anthropique, les principaux domaines responsables de leur libération dans l'environnement sont l'industrie et l'agriculture, même si l'utilisation de pesticides pour cette dernière est en baisse.

Une fois rejetées dans l'environnement, ces substances sont transportées dans l'ensemble du globe par les courants atmosphériques ou marins. Ils peuvent passer d'un comportement terrestre à l'autre par les précipitations, la sédimentation et l'évaporation. Au cours de ce transport, les polluants peuvent ou non être transformés au cours de réactions physiques ou chimiques. On les retrouve ensuite évidemment dans les villes sources mais également dans des endroits reculés de la planète. L'Arctique est particulièrement contaminé par ces substances.

Les perturbateurs endocriniens passent ensuite dans la biosphère, et peuvent s'accumuler dans un organisme ainsi que le long des chaînes alimentaires : c'est le principe de bioamplification. Toutes les espèces, qu'elles soient terrestres ou marines, sont concernées mais certaines sont capables d'accumuler les polluants plus que les autres. Les espèces situées en bout de chaîne trophique sont notamment très contaminées et donc plus à risque de voir une altération de leur équilibre physiologique.

III- Effets des perturbateurs endocriniens sur l'ours blanc : une espèce en haut de la chaîne alimentaire dans un environnement à risque

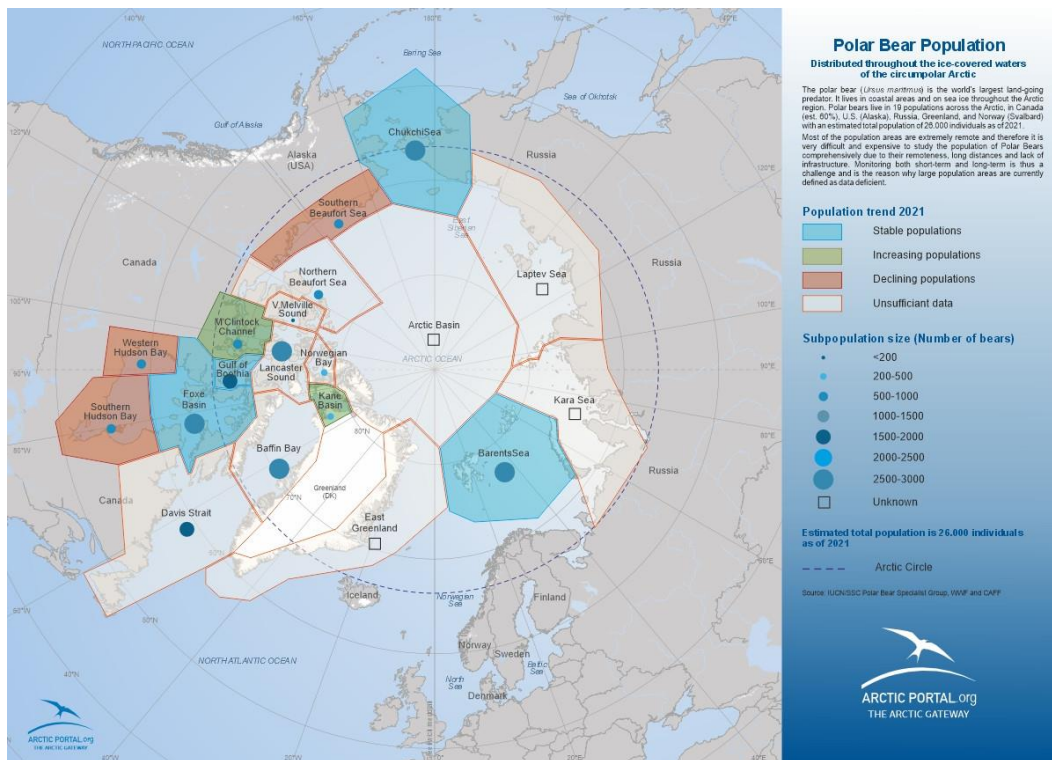
1) Présentation de l'espèce

a) Habitat

Son habitat se situe sur les zones côtières circumpolaires. On le retrouve relativement communément en Arctique, au Groenland, au Canada, en Islande, en Scandinavie, en Norvège et en Russie (Figure 30).

L'ours blanc (*Ursus maritimus*) se déplace sans cesse à la recherche de zones de chasses propices à son alimentation, à la fois sur la banquise, à travers les régions côtières arctiques et dans l'eau. Très à l'aise dans l'eau, il est capable de nager en mer sur des distances importantes, parfois quelques centaines de kilomètres (Fey, Bedard 2021).

La banquise est le lieu de chasse, de repos et de reproduction des ours polaires, elle est donc essentielle à leur survie. Or, du fait du réchauffement climatique, sa surface décroît d'environ 13,4 % tous les 10 ans (WWF France 2023).



Légende :
Stable population : population stable
Increasing population : population croissante
Decreasing population : population décroissante
Uninsufficient data : données insuffisantes

Figure 30 : Habitat et tendance des populations d'ours polaires (Arctic Portal 2023)

b) Biologie générale

L'ours blanc possède un long cou et une tête allongée, énorme et musclée. Ses oreilles sont de petite taille, limitant ainsi les pertes de chaleur. Ses puissantes pattes sont partiellement palmées sur les membres antérieurs, elles sont adaptées à la baignade et lui permettent de marcher sur la neige fraîche sans s'enfoncer. Chaque patte est dotée de cinq doigts, chacun étant muni d'une griffe acérée non rétractile. Son pelage est généralement blanc en hiver, il peut apparaître gris jaune, ocre, voire brun clair en été (Figure 31). Les lèvres, le nez, la langue, ses coussinets et sa peau sont noirâtres et permettent d'absorber la chaleur du soleil. Une épaisse couche de graisse de plus de 10 cm protège les ours polaires contre le froid extrême et sert de source d'énergie. En outre, leur manteau est épais, hydrofuge. Les poils sont translucides et creux, et non blancs, ils canalisent ainsi l'énergie solaire jusqu'à l'épiderme (Kinkelin 2005).

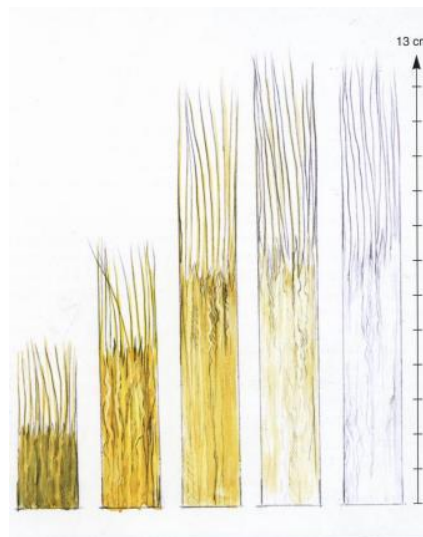


Figure 31 : L'épaisseur et la couleur des poils de l'ours polaire varient en fonction des saisons (Marion 1999)

Le mâle peut atteindre trois mètres pour un poids de 400 à 800 kg. La femelle est plus petite, elle mesure en moyenne deux mètres, pour un poids de 200 à 350 kg.

Il peut vivre de 20 à 25 ans. L'ours polaire est la seule espèce d'ours à ne pas hiberner, à l'exception de la femelle gravide qui hiberne avant la mise bas (Fey, Bedard 2021).

c) Alimentation

L'ours blanc est un carnivore. La majorité de son régime alimentaire est constituée par les phoques annelés (*Phoca hispida*) et les phoques barbus (*Erignathus barbatus*). Il peut également s'attaquer à des morses, des belugas, des narvals, des oiseaux des mers, des renards ou des poissons.

Il chasse le phoque à l'affût : d'un puissant coup de patte, il assomme le phoque lorsque celui-ci surgit à travers les trous de respiration qu'il a creusé dans la glace. Il le hisse ensuite sur la banquise. Son odorat très développé lui permet de repérer les phoques cachés sous la glace. Il peut également plonger et rester en apnée de longues minutes (WWF France 2023).

Il peut également repérer les tanières de mise bas des phoques, il creuse la neige pour atteindre les petits.

L'été, il devient plus opportuniste : il lui arrive de consommer des végétaux, comme des champignons, des baies, des herbes, des algues, ainsi que des œufs d'oiseaux.

L'ours polaire n'a pas de prédateur naturel et règne en maître sur la banquise.

L'ours polaire est extrêmement sélectif, il mange la graisse et la peau de l'animal mais il laisse la plus grande partie de la chair aux renards arctiques et aux oiseaux charognards. En effet, s'il mangeait les muscles, riches en protéines, il lui faudrait avaler d'énormes quantités d'eau pour se débarrasser des déchets azotés, ce qui abaisserait sa température interne et lui ferait consommer plus d'énergie. La graisse des phoques est moins riche en protéines. Toutefois, les animaux en croissance et les femelles allaitantes qui ont besoin de plus de protéines, mangent plus fréquemment la carcasse entière (Kinkelin 2005).

d) Reproduction

L'ours blanc atteint sa majorité sexuelle entre quatre et cinq ans. Dès cet âge, la femelle peut s'accoupler mais les mâles ne sont suffisamment forts pour combattre leurs rivaux que vers l'âge de huit ans. Les femelles ont la capacité de se reproduire toute leur vie même si leur fécondité diminue avec l'âge (Figure 32).

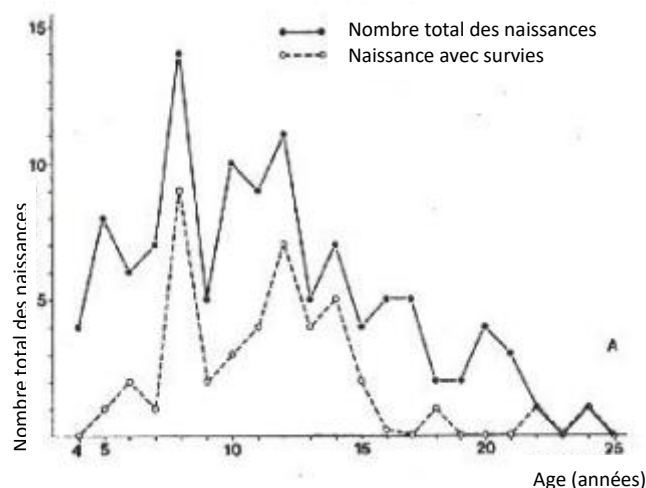


Figure 32 : Taux de natalité en fonction de l'âge de l'ourse polaire (Kinkelin 2005)

Les accouplements ont lieu entre avril et juin. Les mâles s'affrontent et les vainqueurs s'accouplent avec plusieurs femelles. Bien que la femelle puisse être au stade physiologique de l'accouplement, en chaleurs, l'ovulation n'est provoquée qu'après le stimulus de plusieurs copulations, le couple reste ainsi formé pendant environ une semaine. (Kinkelin 2005).

La gestation est divisée en deux parties. La première se déroule d'avril à septembre, pendant laquelle l'œuf fécondé n'est pas implanté dans l'utérus de la mère : c'est la diapause. Pendant cette période, la femelle chasse beaucoup afin de se constituer d'importantes réserves graisseuses, indispensables à son hivernage et au nourrissage des futurs oursons. La deuxième partie se déroule de septembre à décembre, l'embryon s'implante et se développe dans l'utérus (Kinkelin 2005).

Fin octobre, la femelle s'aménage une tanière et hiverne jusqu'en décembre/janvier. Il a été prouvé que la plupart des ours regagnent les mêmes régions chaque année. A ce moment, elle donnera naissance aux oursons, le plus souvent au nombre de deux. Ils sont alors aveugles et n'ont qu'un fin duvet. Ils sont nourris au lait maternel. Vers l'âge de trois mois (entre mars et avril), ils ont alors une couche de gras suffisante et une épaisse fourrure, ce qui leur permet d'effectuer leurs premières sorties.

Ils resteront deux ans en compagnie de leur mère, qui les éduquera avant de les chasser. Le taux de mortalité des oursons lors de la séparation mère-jeune est très important.

Les femelles parturientes, qui passent environ 240 jours sans s'alimenter et qui allaitent deux oursons, perdent environ 40 % de leur poids et arrivent à la limite de leurs réserves (Kinkelin 2005).

e) Statut de conservation et menaces

En 2006, l'ours blanc est inscrit sur la liste rouge des espèces vulnérables de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). La population mondiale se situe entre 20 000 et 25 000 ours (Fey, Bedard 2021).

L'ours polaire est principalement menacé par :

- La disponibilité de la nourriture
- La mortalité directement due à l'homme (via la chasse)
- La pollution
- Les changements climatiques influent sur l'ensemble des facteurs précédents et devraient donc être considérés comme le facteur limitatif ultime pour l'espèce. Le rétrécissement de la banquise engendre des problèmes de cachettes pour la mise bas des phoques et des ours, ainsi qu'une diminution des ressources alimentaires.

2) Passage des perturbateurs endocriniens dans l'organisme

a) Influence du régime alimentaire

Nous l'avons vu précédemment, les POP s'accumulent principalement dans les graisses des animaux. Les phoques ont une couverture grasseuse très importante pour faire face au froid de l'Arctique. D'autre part, les ours polaires se nourrissant principalement de la graisse et de la peau des phoques, sans toucher aux muscles et organes, il est logique que les concentrations en POP retrouvées dans les tissus des ours polaires soient importantes, en accord avec le principe de bioamplification. La catégorie de polluants retrouvée avec la plus grande concentration est celle des PCB.

Néanmoins, on constate des différences de concentrations entre les différentes régions de l'Arctique, les ours polaires ne sont pas tous soumis à la même exposition de polluants. Cela peut tout d'abord s'expliquer par une exposition différente des phoques. En effet, des études ont montré qu'en Norvège, les phoques présents le long de la côte Sud étaient plus contaminés en PCB et mercure que ceux de la côte Nord, en lien avec la pollution locale du pays (Kucklick et al. 2002). Cette tendance est retrouvée dans toute cette région : plus on s'approche des hautes latitudes et moins les phoques sont contaminés. Nous retrouvons ce même gradient chez les ours polaires. D'autre part, les concentrations de polluants sont plus élevées chez les phoques mal nourris. Ce sont les individus les plus faibles et les plus faciles à chasser pour les ours polaires, qui vont donc d'autant plus se contaminer (Kinkelin 2005).

D'autres différences de contamination peuvent se retrouver en fonction du régime alimentaire de l'ours polaire. On peut évaluer les niveaux trophiques d'espèce ainsi que leur régime alimentaire via la mesure du nitrogène, d'isotope stable de carbone et par la signature type d'acides gras. On retrouve ainsi une différence de contamination des sous-populations des ours polaires en fonction de leur régime alimentaire. En effet, les individus moins contaminés ne se nourrissent pas exclusivement de phoques mais également d'animaux marins de niveaux trophiques moins élevés et donc moins contaminés, tels que des poissons ou des oiseaux (Skaare et al. 1990 ; McKinney et al. 2010 ; 2011).

Un autre phénomène peut influencer le régime alimentaire de l'ours blanc. Il s'agit de la saison et donc de la luminosité et de la chaleur (Borgå et al. 2004). A des latitudes plus basses, on observe une certaine uniformité de la disponibilité de la nourriture et de la production primaire au cours de l'année, ce qui n'est pas le cas en Arctique, où on observe de grandes différences entre l'été et l'hiver. Le premier changement observé est la fonte de la banquise, qui oblige l'ours à changer son terrain de chasse, à se retrancher sur des proies terrestres ou même sur des végétaux.

D'autre part, lors de la fonte de la banquise en été, on observe une augmentation des échanges de particules entre l'atmosphère et les eaux de surface, ce qui diminue la concentration de polluants dans l'eau. La fonte de la glace entraîne également un relargage des substances dans l'eau mais du fait de la plus grande affinité des polluants avec les

sédiments que l'eau, ces molécules passent dans ces derniers et ne sont plus disponibles pour l'absorption des organismes. En effet, on observe une diminution des concentrations des POP dans les algues au printemps. De plus, la luminosité entraîne une augmentation de l'activité et donc de la biomasse du phytoplancton. Les polluants sont donc plus dilués dans la biomasse, ce qui se transmet tout au long de la chaîne alimentaire. Ainsi, les doses les plus basses de POP dans le zooplancton herbivore sont observées entre août et septembre (Borgå et al. 2004).

b) Contamination des jeunes

Les études démontrent des différences entre les individus femelles et mâles adultes. En effet, les femelles adultes ont des concentrations de PCB beaucoup plus faibles que les mâles. Au contraire, il n'y a aucune différence de concentrations entre les jeunes mâles ou femelles. On peut expliquer ces données par le passage de ces substances *in utero* et via le lait (McKinney et al. 2010). Le lait des mammifères arctiques est très riche en lipides (entre 30 et 60 % de lipides, comparé au lait humain qui contient seulement 4,5 % de lipides), ce qui en fait un milieu favorable à une concentration importante de polluants (Borgå et al. 2004). Les mâles accumulent ensuite les substances tout au long de leur vie alors que les concentrations dans les tissus de femelles varient au cours des saisons et de leur statut de reproduction. On peut également souligner le fait que plus les femelles avancent dans la période de jeûne et plus leurs réserves lipidiques diminuent, plus les concentrations d'organochlorés dans ces tissus augmentent. Cela entraîne un passage dans le lait de concentrations plus importantes et une exposition accrue des jeunes.

Au contraire, le mercure ne se transmet que très faiblement *in utero* et lors de la lactation, les femelles n'ont pas ce moyen d'élimination supplémentaire. Donc il n'y a pas de différence de concentrations entre les mâles et les femelles adultes (Skaare et al. 1990).

3) Devenir des perturbateurs endocriniens chez l'ours polaire

a) Distribution dans l'organisme

Chez l'ours polaire, la cible des polluants n'est pas la même en fonction de leur forme chimique (Gebink et al. 2008). En effet, les PCB et PBDE sous forme originale sont retrouvés à plus de 90 % dans le tissu adipeux et dans le foie des individus. Au contraire, les formes hydroxylées des mêmes composés sont retrouvées majoritairement en circulation dans le sang. Cela confirme le fait que les facteurs tels que les associations avec des protéines, la liposolubilité ou les réactions subies influent sur la cinétique des contaminants, à savoir sur leur localisation et leur stockage.

De plus, le mercure est essentiellement retrouvé chez l'ours polaire au niveau de son foie et non du tissu adipeux (Boutet et al. 2023). Cela peut s'expliquer par le fait que leur foie peut déméthyliser le mercure en vue de son élimination. Il peut ensuite former des complexes avec le sélénium ou se lier à des protéines, ce qui évite qu'il passe la barrière hémato-encéphalique.

b) Les biotransformations réalisées par les ours polaires

Les biotransformations ne sont pas réalisables par toutes les espèces et tous les individus d'une même espèce. En effet, les ours polaires sont capables de métaboliser certaines formes de PCB contrairement aux phoques (Kucklick et al. 2002). Il existe également des différences entre les différentes sous-populations d'ours polaires. Les individus à l'est du Groenland et de la Norvège sont capables de métaboliser les PCB en des composés de 7 ou 9 atomes de chlore, alors que ceux d'Alaska ont des concentrations plus élevées en composés tri- ou pentachlorés (Verreault et al. 2005). Pour autant, les êtres vivants ne sont pas capables de transformer les composés les plus chlorés.

Les femelles avec beaucoup de tissus gras sont capables de biotransformer les PCB de manière plus efficace (Tartu et al. 2017) que les femelles maigres. La capacité de biotransformation des individus est modulée en fonction du régime alimentaire, de l'inflammation et de l'équilibre hormonal de l'organisme. Pour autant, les mécanismes d'action de ces variations physiologiques et environnementales sont encore peu connus.

Lors des comparaisons des concentrations de PCB entre les mères et leurs petits, on observe que les concentrations de PCB hydroxylés sont moins importantes chez les oursons que chez les mères. Cela peut s'expliquer par deux raisons. La première est que les PCB hydroxylés se transmettent moins bien par le lait que les PCB initiaux. D'autre part, les oursons sont moins capables de biotransformer les PCB par rapport à leur mère (Bytingsvik et al. 2012).

Les concentrations de PBDE, elles, sont globalement 100 fois plus faibles que celles des PCB, et on observe la présence de métabolites hydroxylés (de Wit et al. 2006). Cela indique que les ours polaires peuvent mieux métaboliser les PBDE que les PCB. D'autre part, il n'y a aucune différence entre les adultes et les oursons, ce qui montre que les biotransformations et l'excrétion des PBDE sont réalisables quel que soit l'âge de l'individu. Cette biotransformation est faite principalement grâce à l'enzyme CYP2B dans le foie (Krieger et al. 2016), mais elle dépend de la conformation et de la chiralité de la molécule considérée.

c) Excrétion et stockage

Les polluants peuvent être stockés dans les tissus et être éliminés dans un second temps. C'est par exemple le cas des individus ours polaires femelles qui stockent les PCB dans le tissu adipeux pour ensuite les remobiliser lors de l'allaitement. Les POP sont stockés majoritairement dans la couche lipidique de l'ours blanc, on en retrouve également dans le foie. Le mercure est lui éliminé après transformation en sa forme ionique par le foie.

4) Effets sur les individus

a) Effets moléculaires et biomarqueurs

Après leur entrée dans les cellules, les polluants engendrent des effets à l'échelle moléculaire. Les modifications observées peuvent servir de biomarqueurs moléculaires pour mettre en évidence une exposition. Ils peuvent être spécifiques ou non d'un contaminant. Ces biomarqueurs peuvent être parfois détectables avant que des effets ne soient observés à des niveaux supérieurs.

Le premier biomarqueur observable est l'induction des enzymes de biotransformation. La cellule peut produire de nouvelles enzymes pour faire face à la quantité de polluants à traiter (Faburé et al. 2022). Des exemples d'enzymes utilisées comme biomarqueurs d'exposition sont exposés dans le tableau III.

Tableau III : Exemples d'enzymes utilisées comme biomarqueurs d'exposition à des contaminants (d'après Faburé 2022)

| Exemples d'enzymes | Familles influant sur leur activité |
|---|--|
| Cytochrome P450 | Insecticides, hormones stéroïdiennes, hydrocarbures... |
| Cytochrome b5 et NADH-cytochrome b5 réductase | Métaux lourds, POP, insecticides... |
| Uridinediphosphoglucuronosyltransférase | Métaux lourds, insecticides, hydrocarbures... |
| Glutathion S-transférases | Métaux lourds, insecticides, médicaments... |

Les métallothionéines interviennent comme nous avons pu le voir ci-dessus, dans la gestion des ions métalliques (van Straalen et al. 2011). Elles sont présentes dans tous les tissus des organismes mais on les retrouve en quantité plus importante dans les tissus de biotransformation tels que le foie, les reins ou les poumons. Leur production peut être induite en cas d'augmentation de la concentration des métaux lourds. Ces fortes inductions peuvent être conservées entre les différentes générations, du fait de l'adaptation des populations à une exposition chronique de métaux.

Lors d'un stress cellulaire, des réactions de protection et de recyclage sont mises en place. Des protéines de stress permettent la protection des autres protéines face à la dénaturation. Mais ces réactions sont non spécifiques. L'ubiquitine est une petite protéine qui marque d'autres protéines lorsque ces dernières doivent subir la protéolyse. Elle se lie aux protéines qui sont ainsi signalées et dirigées vers un lysosome pour être détruites. Ce biomarqueur est

utilisé lors d'une potentielle exposition à des métaux lourds ou des insecticides (Faburé et al. 2022).

Les métaux lourds ou certains pesticides sont connus pour interagir avec l'ADN en déstabilisant sa structure, en empêchant la formation de ponts hydrogènes, en induisant de mauvais appariements de bases, ou encore en perturbant les mécanismes de réplication, transcription et condensation. Cela engendre un nombre de mutations plus important, voire trop important pour que les mécanismes de réparation de l'ADN puissent toutes les réparer. Toutes ces modifications peuvent avoir des effets cancérigènes ou tératogènes.

b) Effets sur la croissance et le développement

La croissance et le développement sont des facteurs faciles à mesurer mais ils sont le résultat de nombreux mécanismes, et chacun d'entre eux peut être altéré. Ces perturbations peuvent toucher la mitose, la transcription et la traduction des gènes, l'activité enzymatique, la signalisation entre les cellules, le métabolisme et l'apport d'énergie nécessaire.

Les altérations de croissance peuvent toucher un organisme entier ou une partie de son corps. Elles peuvent se voir dès l'exposition ou plus tardivement dans la vie de l'individu. Les substances tératogènes perturbent le plus souvent un organisme à des périodes critiques du développement comme l'organogénèse.

Le squelette des ours polaires est important à surveiller car il permet le maintien de la stature, la locomotion, la prédation, les comportements reproducteurs, la production et le contrôle des cellules rouges et blanches, ainsi que le maintien de l'homéostasie calcique.

Ainsi, les métaux lourds peuvent remplacer le calcium lors de la formation du squelette osseux et induire des déformations.

Les PCB et PBDE ont une action sur le métabolisme et la formation du squelette. La densité osseuse des ours polaires a été mesurée grâce au score T. En effet, chez les mâles et les jeunes adultes, plus leurs concentrations sont élevées, plus la densité minérale des os est faible. Le risque d'ostéopénie et d'ostéoporose est majoré avec l'exposition à ces polluants (Daugaard-Petersen et al. 2018). Cette fragilité engendrée pourrait poser un problème pour la continuité de l'espèce, car elle pourrait engendrer plus facilement des fractures et donc des difficultés à s'accoupler. Ce problème n'est toutefois pas retrouvé chez les femelles, dont les variations des substances lors de la gestation, entraînent une réponse différente de leur organisme.

La taille du crâne des ours polaires varie avec la concentration en POP de l'organisme mais les études n'obtiennent pas toutes les mêmes résultats. Certaines montrent que la taille du crâne semble diminuer avec l'augmentation des POP mais les plus récentes démontrent l'inverse (Routti et al. 2019). Nous pouvons en conclure que certes, la concentration en polluants agit sur la croissance osseuse du squelette mais que d'autres paramètres

nutritionnels, endocrines ou génétiques y jouent également un rôle ; la part des uns et des autres n'étant pas encore élucidée.

c) Effets sur le système immunitaire

Les corrélations entre les problèmes de pollutions et l'apparition de maladies du fait d'un dysfonctionnement du système immunitaire sont nombreuses. Les contaminants peuvent ainsi diminuer l'immunocompétence et la résistance aux maladies, par exemple en diminuant le nombre de cellules immunitaires, ou en endommageant la fonction phagocytaire des macrophages. On peut parler d'immunodépression dans certains cas.

L'Arctique a longtemps été considéré comme un environnement dans lequel on observe peu de circulation de maladies, car les faibles températures rendent difficile la survie des agents pathogènes. Les ours polaires présentent une très faible diversité génétique en ce qui concerne les protéines de l'immunité, ils sont donc naïfs face à beaucoup de maladies et en danger face à leurs résurgences du fait du réchauffement climatique. Il a été démontré que les ours polaires ont été exposés à *Brucella* spp., *Escherichia coli*, au virus rabique, à l'adénovirus canin, *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum* et *Trichinella* spp. (Routti et al. 2019).

Des études ont montré que les cytokines des ours polaires sont grandement impactées par les PCB et plus faiblement par les insecticides organochlorés (Bourque et al. 2020). En effet, les concentrations de TNF- α (facteur de nécrose tumorale), des interleukines 6, 8 et 10 ainsi que la protéine 10 induite par l'interféron gamma diminuent lorsque celles de PCB et d'insecticides augmentent.

D'autres études ont montré que la concentration en PCB impacte négativement le niveau d'immunoglobuline G (IgG) circulant, empêche la production d'anticorps viraux spécifiques et supprime la prolifération des lymphocytes T et B (Routti et al. 2019).

Une étude histologique a été menée sur les nœuds lymphatiques axillaires et inguinaux, la rate, le thymus et la thyroïde. Elle démontre que les follicules secondaires dans la rate et les nœuds lymphatiques sont moins nombreux et moins développés lors de hautes concentrations en PCB et en PBDE dans l'organisme des ours blancs (Kirkegaard et al. 2005).

Toutes ces modifications entraînent une baisse de l'immunité des ours polaires face à une émergence de maladies dans l'environnement arctique.

d) Effets neurologiques

Les perturbateurs endocriniens et en particulier le mercure, peuvent avoir des effets sur les neurotransmetteurs chez les ours polaires. Par exemple, le récepteur au glutamate N-méthyl-D-aspartate se retrouve en plus faible quantité lorsque les concentrations dans le cerveau de méthylmercure sont importantes (Basu et al. 2009).

D'autre part, le mercure entraîne également une baisse d'activité de l'enzyme monoamine, qui est impliquée dans le métabolisme des neurotransmetteurs comme la sérotonine ou la dopamine. Des études *in vitro* ont également montré que le mercure inhibe l'activité de la cholinestérase et la liaison avec le récepteur muscarinique de l'acétylcholine (Krey et al. 2014).

e) Effets sur le métabolisme énergétique

Les ours polaires subissent d'extrêmes variations de graisses corporelles et présentent donc un métabolisme qui leur permet de gérer un régime alimentaire riches en lipides, en les stockant et les éliminant correctement.

La régulation du métabolisme lipidique se fait grâce à l'action simultanée du système nerveux central, du foie, des muscles, de la thyroïde et du tissu adipeux. Au sein des adipocytes, le transport, la synthèse, l'utilisation et l'hydrolyse des acides gras sont contrôlés par divers gènes, eux-mêmes régulés par un récepteur nucléaire : le récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxyosomes (PPARG).

Des femelles ours polaires ont été capturées pendant deux saisons, au printemps lorsqu'elles étaient minces mais chassant activement, et en automne lorsqu'elles étaient grasses mais lors du jeûne. Dans les prélèvements de tissus adipeux, ont été quantifiés l'abondance des gènes concernés par la gestion des lipides, la synthèse et l'élongation des acides gras. Dans le plasma, on a comptabilisé le cholestérol, les triglycérides, les HDL (high density lipoproteins) (Tartu et al. 2017).

Les PCB et PBDE entraînent une amplification de la transcription des gènes permettant l'accumulation des triglycérides grâce au glucose et aux acides gras libres. Ils causent également une augmentation de la transcription des gènes permettant le transport des acides gras, ainsi que l'utilisation de l'insuline. Une diminution de la synthèse des acides gras est notée avec la présence de PBDE alors que l'indice d'élongation augmente (Tartu et al. 2017).

En parallèle de ces études sur le terrain, des expériences ont été réalisées *in vitro* et évaluent l'impact des contaminants sur l'activation du PPARG. Les POP et plus précisément les PCB ont une action antagoniste sur le récepteur, entraînant l'adipogénèse dans les cellules (Routti et al. 2016).

Le pregnane X receptor (PXR) est impliqué dans le métabolisme du glucose et des lipides, en plus de son rôle important dans la détoxification. On le retrouve principalement dans le foie des individus. Les PCB, insecticides organochlorés peuvent activer ce récepteur mais les conséquences au niveau de l'organisme sont difficiles à évaluer (Lille-Langøy et al. 2015).

f) Effets sur les hormones thyroïdiennes

Les hormones thyroïdiennes sont impliquées dans presque tous les processus métaboliques, elles interviennent dans la régulation de l'énergie, de la température, dans la mue et la pousse du poil, ainsi que dans la reproduction.

La plupart des études démontrent une diminution de la concentration en hormones thyroïdiennes lorsque les contaminants sont présents en grande quantité dans le sang de l'animal (Routti et al. 2019).

Les études histologiques montrent une prolifération des cellules C, une hyperplasie nodulaire ainsi que de la fibrose interstitielle (Sonne et al. 2011). Cependant, aucune différence de concentration en POP n'a été retrouvée entre les individus avec ou sans ces lésions. Pour autant, elles sont similaires à celles retrouvés en laboratoire sur les animaux exposés volontairement aux POP. Elles sont donc probablement le résultat d'une association entre l'exposition aux contaminants, une réaction auto-immune et les résultats d'infections.

Il faut cependant faire attention aux résultats de ces études. En effet, les concentrations d'hormones thyroïdiennes circulantes varient en fonction de la saison, du statut reproducteur et du sexe de l'animal. Par exemple, la T4 est plus importante au printemps qu'en automne chez les femelles quel que soit leur statut reproducteur, alors que la concentration en T3 est plus importante au printemps seulement chez les femelles seules, sans petits (Bourgeon et al. 2017). Ainsi, les relations entre les concentrations de POP et d'hormones thyroïdiennes circulantes sont plus marquées chez les femelles avec des petits que chez les femelles seules ou que chez les mâles. Ces relations ont été trouvées au printemps mais ne sont plus valables en automne.

Les PCB hydroxylés et les hormones thyroïdiennes ayant une structure très proche, ces polluants sont en compétition avec les hormones, surtout avec la T4, au niveau des récepteurs des protéines de transport plasmatiques, telles que la transthyrétine (TTR) ou l'albumine. L'affinité des PCB hydroxylés est même supérieure à celle de la T4 pour la TTR, ce qui entraîne une occupation complète des sites de fixation de la TTR par les PCB chez les oursins (Bytingsvik et al. 2013). La T4 laissée libre sera excrétée via la bile, ce qui entraînera une diminution de la concentration de la T4 liée aux protéines mais également de la T4 libre. Cela constitue une première cause de diminution de la T3, l'hormone thyroïdienne active.

La deuxième cause est la diminution par les polluants hydroxylés de l'activité des enzymes déiodinases, qui métabolisent les hormones dans les tissus et les organes, et convertissent la T4 sous la forme active T3 (Gabrielsen et al. 2015).

Les conséquences de ces modifications ne sont pas encore connues mais du fait de l'importance des hormones thyroïdiennes dans la croissance et le développement notamment du système nerveux, la perturbation thyroïdienne chez les jeunes oursins pourrait entraîner

des problèmes neurologiques. Les hormones intervenant également dans la régulation de la température corporelle ainsi que dans le métabolisme lipidique, nous pouvons nous demander comment les ours polaires vont s'adapter aux changements climatiques et aux périodes de jeûne qui s'annoncent de plus en plus longues.

g) Effets sur l'histopathologie hépatique et rénale

Le foie et le rein sont des organes cibles, facilement exposés à l'action des contaminants. Mais il n'est en réalité pas possible de distinguer les anomalies histologiques dues à l'âge de celles dues à l'exposition des POP ou du mercure. Pour autant, une exposition à ces composants entraînerait des modifications morphologiques au niveau du foie et des reins des ours polaires, comme l'accumulation de cellules du système immunitaire, des changements au niveau des canaux biliaires, une accumulation lipidique. Des études ont démontré que deux à 14 % des lésions hépatiques et sept à 37 % des lésions rénales des ours polaires sont liées à la toxicité des organochlorés ou du mercure (Sonne 2010).

h) Effets sur les paramètres sanguins

Dans la région de Svalbard, 12 paramètres sanguins ont été étudiés chez des ours polaires mâles et femelles. Après correction des données par rapport à l'âge, la condition physique, la localisation géographique ainsi que le contenu lipidique plasmatique, l'exposition à de multiples POP est significativement corrélée aux valeurs de l'hématocrite, des HDL, de l'aspartate aminotransférase et du cholestérol. La valeur de l'hématocrite a même été proposée comme indice d'exposition aux POP chez les ours polaires (Ciesielski et al. 2018).

D'autre part, les valeurs croissantes de cholestérol et décroissantes des HDL lors d'une exposition croissante aux polluants, entraînent un risque accru de maladies cardiovasculaires chez ces individus (Ciesielski et al. 2018).

Il ne faut cependant pas oublier que malgré les corrections apportées avant de comparer ces données, ces paramètres varient fortement en fonction des individus, de leur âge, sexe, condition physique, localisation, mais également en fonction de leur gestion du stress lié à la capture, des tranquillisants et des possibles blessures causées par cette chasse.

i) Effets sur la reproduction

Les hormones stéroïdes sont principalement produites et sécrétées par les gonades, les glandes surrénales ou le placenta. Certaines, comme la prégnénolone, sont synthétisées dans le cerveau et elles interviennent dans le contrôle du comportement sexuel, l'agressivité, le stress ou la locomotion. La synthèse de ces hormones est contrôlée par voie neuronale mais également via un rétrocontrôle hormonal négatif de l'axe hypothalamo-hypophysaire.

Dans les premières études, il a été démontré que la production de progestérone augmente avec la concentration en PCB de l'organisme, chez les femelles avec des petits (Haave et al. 2003). Ainsi, les PCB pourraient modifier le contrôle des gonadotrophines, la LH et la FSH et ainsi empêcher l'ovulation. Mais les concentrations d'hormones peuvent être augmentées ou diminuées via le rétrocontrôle négatif, et ainsi compenser les effets endocriniens des polluants.

Les études plus récentes approfondissent ce sujet. En effet, les PCB hydroxylés interagiraient avec l'enzyme CYP17, qui lorsqu'elle est inhibée, entraîne une diminution des androgènes ainsi qu'une augmentation des progestagènes (Gustavson et al. 2015).

Chez les mâles, la concentration de testostérone présente dans le plasma diminue lors d'exposition aux composés organochlorés (Oskam et al. 2003). Cette mesure a été réalisée chez des individus mâles, quel que soit leur âge, statut reproducteur ou condition physique ; ces éléments pouvant modifier la conclusion. Ainsi, les POP peuvent en lien avec la condition physique des individus, affecter la production des stéroïdes, dont le développement des tissus et des organes reproducteurs (Ciesielski et al. 2017).

D'autre part, les contaminants entraînent une baisse de la taille des testicules et de la densité osseuse de l'os pénien. Une relation semblable a été retrouvée concernant la taille des ovaires et de l'utérus chez les femelles. Les POP entraîneraient donc une altération de la fonction reproductrice, du fait de la baisse de la quantité et qualité des spermatozoïdes et des ovules, ainsi que la taille et la résistance de l'utérus et du pénis lors de l'accouplement ou de la gestation.

Les polluants, ainsi que l'âge et la saison, peuvent également causer un syndrome de dysgénésie testiculaire, entraînant une fibrose multifocale, une atrophie, une hyalinisation des membranes basales ainsi qu'une inflammation.

Les effets peuvent également impacter les comportements reproducteurs. Les PCB ou les métaux lourds sont connus pour affecter les comportements de préférence ou au contraire d'évitement, le niveau d'activité ou de performances de l'individu, son alimentation, la prédation, la compétition. L'apprentissage des petits peut également être perturbé (Faburé et al. 2022).

5) Conséquences sur les populations et les communautés

a) Modification de la structure génétique et de la dynamique des populations

Les populations naturelles peuvent être exposés à divers polluants de manière chronique, sur plusieurs générations. On peut observer le développement de capacités d'adaptation de ces populations pour survivre en présence des contaminants. En effet, les conditions environnementales peuvent entraîner des remaniements au niveau génétique, ce qui va différencier les populations les uns des autres.

L'exposition aux contaminants peut conduire à des fluctuations du nombre d'individus au sein d'une population. Cela peut être dû aux effets reprotoxiques vus précédemment mais pas seulement. Des phénomènes d'extinction, de colonisation, de spéciation peuvent également avoir lieu, pouvant être dus à des modifications de vitesse de croissance des individus ou un délai plus long pour atteindre la maturité sexuelle.

b) Effets des polluants sur la population d'ours polaires

Certaines études ont calculé le risque des contaminants pour les ours polaires en utilisant les doses critiques pour les êtres humains ou autres animaux d'expérimentation. Cependant, cette extrapolation doit être interprétée prudemment car même les espèces mammifères ne réagissent pas toutes de la même façon aux polluants, même lorsque celles-ci sont proches phylogénétiquement. D'autre part, les effets de toutes les substances étudiées ne peuvent s'ajouter, les interactions sont beaucoup plus complexes. Mais la plupart des études s'accordent à dire que les PCB sont les composants les plus dangereux pour l'avenir des ours polaires (Routti et al. 2019).

Des études ont essayé de modéliser l'évolution des populations d'ours polaires en fonction de l'exposition aux polluants. S'il est impossible que les PCB entraînent suffisamment d'avortements et de mortalité infantile pour entraîner la réduction de la population (Pavlova et al. 2016), il est possible que l'infertilité des mâles dont ils sont responsables, cause cette diminution voire l'extinction de l'espèce, via l'effet Allee (Pavlova et al. 2016).

Ce dernier est un scénario caractérisé par une corrélation entre la densité de la population et le taux de croissance des individus. Il peut être expliqué par plusieurs facteurs, la petite taille de ces populations entraîne :

- Une diminution des interactions sociales, les individus ont plus de mal à se retrouver et donc à s'accoupler, les phénomènes d'apprentissage par imitation sont moins efficaces
- Une chute de la diversité génétique
- Une mortalité supérieure, qui cause une décroissance de l'effectif et donc un cercle vicieux.

Cependant, lorsque Hoondert et al. (2021) modélise l'évolution de la population des ours polaires en fonction des concentrations en polluants, aucune courbe ne ressemble à l'évolution actuelle de l'espèce. En effet, il existe de nombreux facteurs à prendre en compte, comme la densité des proies, la fonte des glaces du fait du réchauffement climatique, la densité des populations humaines voisines. Des études supplémentaires seraient nécessaires pour comparer l'effet de tous ces changements.

c) Effets sur la structure des communautés

Tous les organismes sont en interaction dans leur écosystème à l'équilibre, que ce soient via des relations de compétition, de prédation, de symbiose, de parasitisme, de mutualisme ou de commensalisme. Du fait de cette interdépendance, la modification ou la disparition d'une population peut entraîner des conséquences sur les autres espèces présentes dans l'écosystème.

On peut tout d'abord observer une réduction d'abondance (du nombre d'individus) et de richesse spécifique (nombre d'espèces). Il est maintenant connu de tous que le nombre d'individus d'ours polaires est en diminution constante et les prédictions prévoient une extinction de l'espèce d'ici à 2050, même si l'effet des polluants n'est pas le seul facteur menaçant. Cette disparition peut se répercuter sur toute la communauté par un effet cascade. Le champ sera lors libre pour les espèces plus résistantes aux contaminants, les phénomènes de compétition interspécifiques vont également être altérés, laissant la place aux espèces opportunistes. Les conséquences seront d'autant plus fortes s'il s'agit d'une espèce clé de voûte (qui joue un rôle fondamental sur la structure, la composition ou le fonctionnement de leur écosystème).

Les modifications génétiques évoquées plus haut permettent la disparition des espèces polluosensibles au profit de celles polluo-tolérantes (Figure 33). Les abondances spécifiques seront alors modifiées ; un inventaire faunistique permet d'évaluer la qualité d'un milieu.

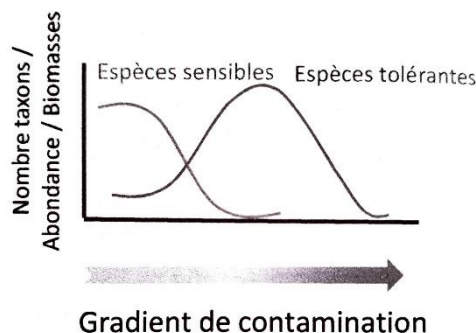


Figure 33 : Groupe sensibles ou tolérants aux contaminants (Faburé et al. 2022)

Les contaminants peuvent avoir un effet sur la pression de prédation et donc la structure du réseau trophique. La diminution du nombre d'ours polaires, un super prédateur, entraîne une augmentation des compétiteurs inférieurs et une modification de l'habitat et un déséquilibre de tout le réseau trophique.

L'ours polaire est une espèce vivant en Arctique et qui a su s'adapter à cet environnement hostile. La couche de graisse qu'il possède lui permet de maintenir une température corporelle correcte, mais c'est malheureusement à cause d'elle que l'ours polaire est si contaminé par les perturbateurs endocriniens, qui sont des substances lipophiles.

Ces derniers sont présents dans les graisses des animaux dont il se nourrit, en particulier chez le phoque. Une forte influence du régime alimentaire sur leurs concentrations est mise en évidence. Les POP se retrouvent en grande partie dans le tissu adipeux alors que le mercure est majoritairement stocké au niveau du foie. Si les premiers sont peu métabolisables, le mercure est transformé sous forme ionique avant d'être éliminé. Les POP sont également capables de passer dans le lait, ils sont donc transmis aux oursons lors de la lactation. Ce processus permet de faire diminuer la concentration en polluants chez les femelles au cours de leur vie, elles présentent moins de modifications physiologiques.

Une exposition aux PCB entraîne une diminution de la densité osseuse, ce qui entraîne une fragilité du squelette, potentiellement problématique lors de la chasse et de l'accouplement. Les POP engendrent une diminution de l'immunité des individus, dans un contexte d'émergence de nouveaux agents pathogènes. Ils causent une diminution de la concentration en hormones thyroïdiennes, qui interviennent dans de nombreux mécanismes physiologiques mais les conséquences de cette réduction ne sont pas encore bien connues. Enfin, les perturbateurs endocriniens entraînent une baisse de la fertilité de l'espèce, en causant une diminution de la taille des gonades ainsi que de la concentration des hormones sexuelles circulantes.

L'exposition à ces polluants est non seulement néfaste pour les individus et l'espèce, mais également pour tout l'écosystème associé, du fait des remaniements trophiques engendrés.

IV- Evolution au cours des années en fonction des décisions politiques et des découvertes scientifiques

1) Evolution de la situation en fonction des décisions politiques

a) Effets des directives sur la production mondiale des polluants

Aujourd'hui, les pays développés signent régulièrement des Accords Internationaux sur l'Environnement (IEA), pour contrôler leur pollution et leur gestion des déchets. Il n'est cependant pas rare que ces pays ne réussissent pas à mettre en application ces directives de façon efficace au niveau national. Si les conséquences du non-respect de ces accords ne sont pas suffisamment contraignantes, certaines compagnies peuvent ainsi se permettre l'envoi de produits dangereux dans les pays en voie de développement ou de relâcher des produits toxiques dans l'environnement. Parmi ces IEA, nous trouvons la convention de Stockholm, entrée en vigueur en 2004 et mentionnée précédemment. Pour rappel, il s'agit de la convention qui permet l'élimination ou la réduction de l'émission (intentionnelle ou non) de POP dans l'environnement. Le principal défi à relever est l'absence de traduction concrète des objectifs et des sanctions encourues au niveau national.

La convention de Stockholm a entraîné une modification des flux des substances concernées, qui a été étudiée dans 88 pays sur la période entre 1995 et 2012 (Núñez-Rocha, Martínez-Zarzoso 2019). Une distinction est faite entre les pays membres et non membres de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), car d'après l'amendement sur l'interdiction de la convention de Bâle, les membres de l'OCDE « interdisent immédiatement tous les mouvements transfrontaliers de déchets dangereux qui sont destinés à des opérations d'élimination finale depuis des Etats membres de l'OCDE vers de Etats non-membres ». L'OCDE est un organisme international consultatif regroupant une trentaine de pays et faisant des études économiques, notamment sur les échanges commerciaux.

Depuis la ratification, on observe que de plus petites quantités de POP transitent entre les Etats membres de l'OCDE et les Etats non-membres, si l'importateur a ratifié la convention de Stockholm. La diminution observée est de 16 %, ce qui est une diminution plus importante que celle observée dans le contexte d'une autre convention comme celle de Rotterdam sur les produits dangereux par exemple. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les conséquences dans le cas de non-respect des mesures sont plus graves.

On observe une première diminution importante lors de la signature du traité en 2001, puis une plus petite en 2004 lors de l'entrée en vigueur (Núñez-Rocha, Martínez-Zarzoso 2019). Cependant, intervient en 2008 la crise économique, ce qui diminue les échanges commerciaux mondiaux. On peut alors plus difficilement évaluer l'effet de la convention au cours de ces années. D'autre part, les conséquences d'un traité ne peuvent être réellement

évaluées que 10 ans après la mise en vigueur. Lors de cette étude, les données ne datent que d'avant 2012, il manquerait deux ans pour avoir une réelle idée de l'impact de la convention.

Ces accords peuvent toutefois être efficaces pour réduire la pollution même si un seul des deux partenaires des échanges améliore sa politique environnementale.

L'efficacité de la convention de Minamata pour le mercure n'est pas encore évaluable, la mise en vigueur du traité ne datant que de 2017. Mais un certain nombre d'objectifs et de biomarqueurs ont été mis en place pour pouvoir suivre l'évolution des rejets de mercure dans l'environnement par l'homme ainsi que ces conséquences sur la santé animale ou humaine (Evers et al. 2016).

Par exemple, l'article 7 traite du sujet de l'exploitation minière de l'or à échelle artisanale, qui est la plus grande source de pollution au mercure dans le monde. A court terme (moins de six ans après l'entrée en vigueur du traité), des Plans d'Action Nationaux doivent être proposés par les pays concernés (par exemple les pays africains pratiquant l'exploitation minière de l'or à échelle artisanal mentionnés plus haut, Figure 14), permettant une réduction suffisante des émissions, une formation des communautés confrontées au polluant, un plan de santé publique pour les mineurs exposés. Ces mesures doivent être mises en place le plus rapidement possible.

L'article 3 quant à lui, traite des sources primaires et des échanges de mercure. Dès la ratification de la convention, il est interdit de créer de nouvelles mines de mercure. Le règlement PIC (« Prior Informed Consent ») impose des obligations aux entreprises souhaitant exporter ou importer du mercure, notamment la déclaration de ces échanges. Entre six et 12 ans après l'entrée en vigueur, la plupart des Parties auront interdit les produits et procédés utilisant du mercure et certaines mines fermeront, du fait de la réduction de la demande ainsi que les pressions politiques. A terme, toutes les mines de mercure devront fermer.

Si la remédiation n'est pas obligatoire, l'identification des sites contaminés par le mercure doit être entreprise par les Etats. Pour cela, l'utilisation de bioindicateurs est un avantage certain. Pour autant, la concentration de mercure méthylé mesurée chez les êtres vivants n'a pas une relation linéaire avec le mercure atmosphérique. L'efficacité des mesures mises en place par la convention ne peut donc pas être déduite des mesures biologiques réalisées.

b) Conséquences sur l'environnement et la faune sauvage

Les variations observées dans l'émission des polluants à l'échelle mondiale ne se remarquent pas encore chez tous les êtres vivants et en particulier chez les ours polaires.

En effet, la concentration de PCB chez les ours polaires a connu des variations importantes au fil des ans mais toujours autour d'une valeur moyenne. Aucune diminution globale n'est observée, les concentrations par tissus sont également stables, que ce soit dans le tissu adipeux, le foie ou le sang (Figure 34) (Cohen 2010).

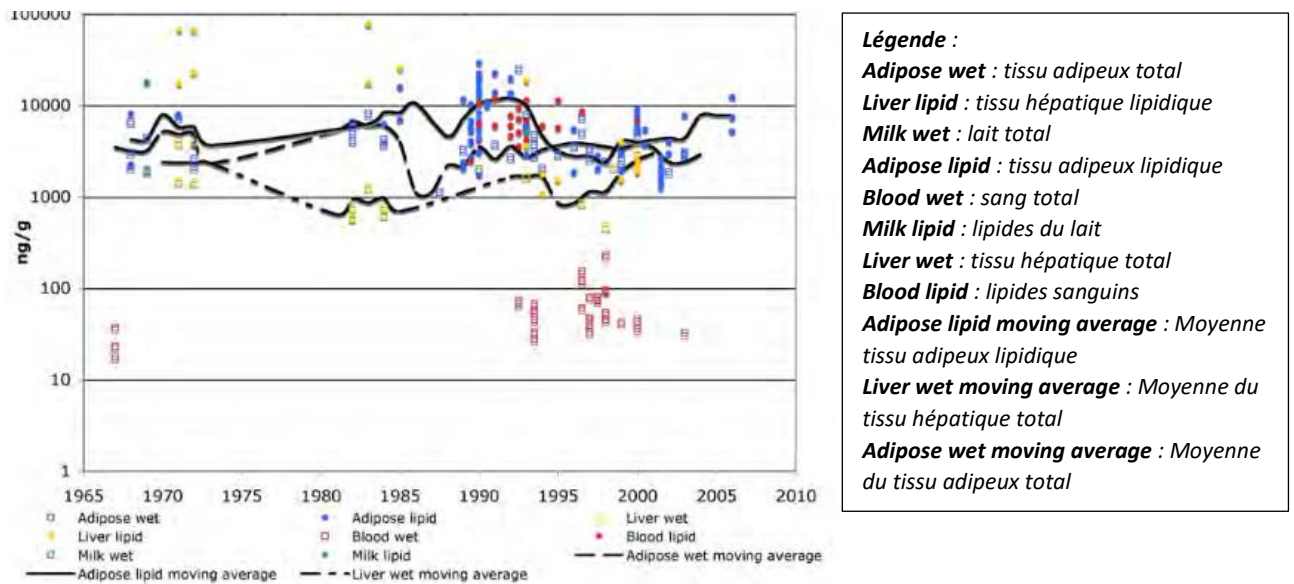


Figure 34 : Concentrations en PCB en fonction des années et des tissus chez les ours polaires (Cohen 2010)

Pour autant, une légère diminution des PCB est à noter dans presque toutes les sous populations d'ours polaires, en fonction des régions (Figure 35)(Cohen 2010).

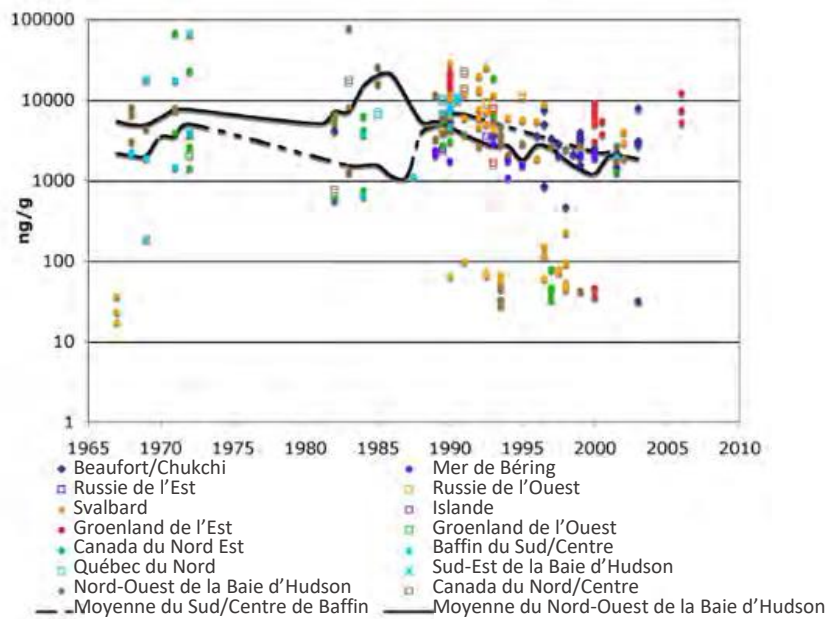


Figure 35 : Concentrations en PCB en fonction des années et des régions chez les ours polaires (Cohen 2010)

Certains groupes de mammifères, comme les phoques, ont une courbe de concentration en PCB qui se rapproche beaucoup de celle de leur production mondiale, avec un léger décalage (Figure 40). Ce dernier représenterait le temps qu'il faut aux PCB pour être transportés depuis leur lieu de production jusqu'en Arctique. La courbe des ours polaires a une ressemblance moins marquée, ce qui pourrait s'expliquer par le fait qu'étant encore plus haut dans la chaîne alimentaire, la bioconcentration est plus importante et les variations moins évidentes (Figure 36). Dans tous les cas, le TSCA (Toxic Substances Control Act) en 1974 ou la convention de Stockholm en 2001 n'ont pas permis de diminuer suffisamment l'exposition des ours polaires. Cela peut s'expliquer par une réémission de PCB à partir de l'environnement.

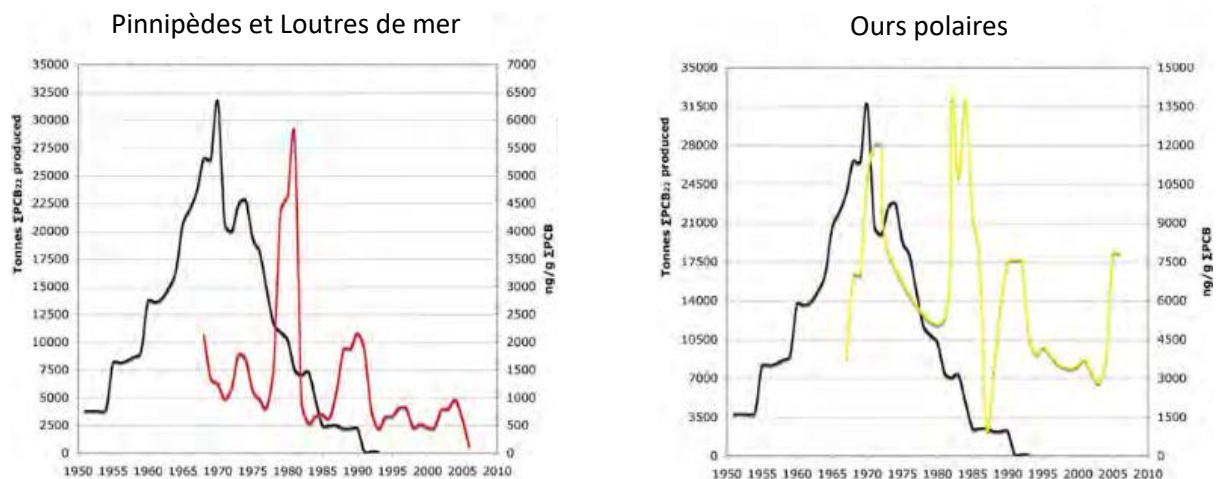


Figure 36 : Production mondiale de PCB (en noir) et concentrations chez les phoques (en violet) et ours polaires (en jaune) en fonction du temps (Cohen 2010)

Une étude menée en Groenland de l'Est démontre une diminution des concentrations des PCB chez les ours polaires entre 1983 et 2000 mais une ré augmentation entre 2000 et 2010 (Dietz et al. 2013a).

Sur une période un peu plus tardive, Lippold et al ont mesuré une diminution globale des PCB et des PCB hydroxylés de cinq et 6 % respectivement entre 1997 et 2017 (Lippold et al. 2019)(Figure 37). Mais cette diminution n'est pas constante. Au Groenland, les concentrations en PCB des ours polaires ont augmenté de 31 % entre 2008 et 2013, et à Svalbard, la diminution ralentit sur les dernières années. Cela peut être dû à des émissions secondaires causées par le changement climatique ou des émissions anthropiques persistantes, qu'elles soient intentionnelles ou non.

Cette diminution est observée chez les mères comme chez leurs petits, que ce soit des PCB originaux ou hydroxylés (Bytingsvik et al. 2012).

En conclusion, les études s'accordent à dire que si les traités ont réussi à faire diminuer les concentrations en PCB de la faune sauvage, au moins au cours des premières années, d'autres facteurs comme le changement climatique entraînent des variations de ces concentrations.

Le DDT quant à lui, présente une réduction de 6 % par an de ses concentrations chez les ours polaires jusqu'à 2012, après quoi, une augmentation de 21 % est de nouveau observée jusqu'en 2017 (Lippold et al. 2019) (Figure 37). Il est plus probable que cette augmentation soit due à un transport depuis de nouvelles sources, comme des feux de forêts qu'à une réémission de DDT préalablement stocké. La même tendance a été retrouvée dans d'autres études avant 2010 (McKinney et al. 2010; Dietz et al. 2013a)

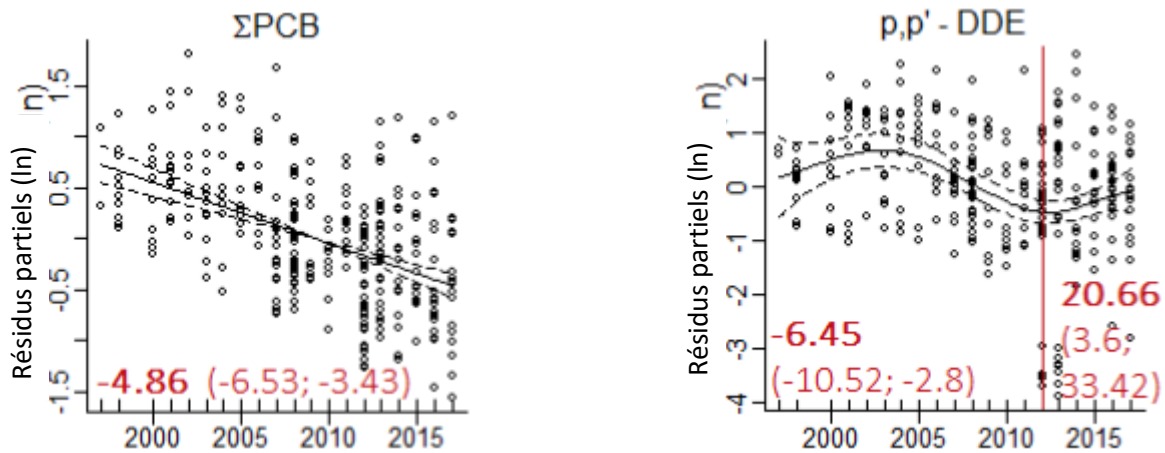
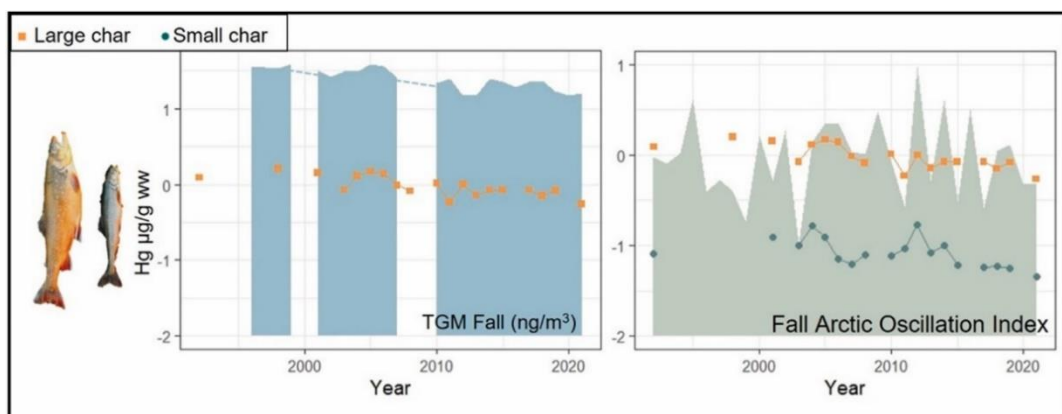


Figure 37 : Evolution de la concentration en PCB et DDT chez les ours polaires en fonction des années (Lippold et al. 2019)

Bien que nous ayons vu précédemment qu'il est encore un peu tôt pour vérifier l'efficacité de la convention de Minamata sur le mercure avec les objectifs officiels, certaines des études les plus récentes permettent d'avoir une idée de la direction dans laquelle nous allons. Pour autant, les tendances observées varient en fonction des espèces concernées. En effet, une étude sur les ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) montre une diminution de la quantité de mercure présente dans leur organisme (Hudelson et al. 2023). La valeur trouvée en 2021 est d'ailleurs la plus faible depuis 1990 (Figure 38).



Légende :
Large/Small char : grand/petit omble chevalier
Fall Arctic Oscillation Index : Indice d'oscillation arctique

Figure 38 : Evolution des concentrations de mercure chez les ombles chevaliers en fonction des années (Hudelson et al. 2023)

D'un autre côté, une étude sur les ours polaires montre une augmentation de 1,6 % par an de la concentration de mercure hépatique, entre 1892 et 2008 (Dietz et al. 2022). Si nous n'avons pas de données pour comprendre les tendances récentes, les concentrations atteintes sur les dernières années mettent les individus à moyen voire à haut risque en fonction des régions, de développer des effets secondaires.

c) Emergence de nouveaux polluants : une erreur qui se répète ?

Si les PCB et pesticides organochlorés que nous avons vu précédemment sont qualifiés d'anciens contaminants, les PBDE sont eux considérés comme « nouveaux ». Beaucoup moins d'études se concentrent dessus et pourtant leur importance est sous-estimée.

La plupart des PBDE ont été ajoutés à la convention de Stockholm en 2008 et leurs concentrations chez les ours polaires suivent de près la courbe de production mondiale. En effet, les concentrations mesurées augmentent régulièrement jusqu'à la fin des années 2000 puis diminuent en réponse aux mesures en vigueur (Dietz et al. 2013b; Rigét et al. 2019).

Mais ce n'est pas le cas de tous les PBDE. Le décaBDE (ou BDE-209) n'a été rajouté à la convention de Stockholm qu'en 2017. Il est synthétisé en plus grande quantité que le penta- ou l'octaBDE, principalement en Amérique et en Asie. On ne le retrouve que très rarement tel quel chez les êtres vivants car il est rapidement métabolisé en BDE-153 (McKinney et al. 2010), qui lui est facilement détectable. Nous pouvons donc suivre l'évolution du décaBDE via les concentrations de BDE-153 chez les ours polaires. Ce dernier, une fois corrigé par rapport au régime alimentaire et à la condition physique des individus, est toujours en augmentation, à raison de 3 % par an (Figure 39)(Lippold et al. 2019).

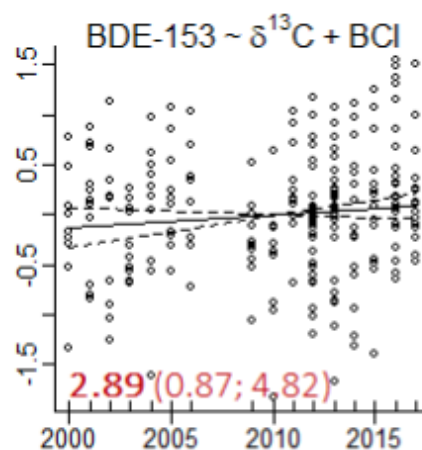


Figure 39 : Evolution de la concentration en BDE-153 chez les ours polaires en fonction des années (Lippold et al. 2019)

Aujourd'hui, le décabromodiphényl éthane (DBDPE) est l'ignifuge polybromé le plus important, remplaçant ainsi les PBDE (Wang et al. 2023). Il est principalement synthétisé en Chine, et ses concentrations dans les sédiments ont augmenté très rapidement ces dernières années, devant même le BDE-209 en termes de quantités retrouvées dans

l'environnement. Il entraîne une toxicité nerveuse, thyroïdienne, hépatique, pour la reproduction et le développement, ainsi qu'un stress oxydatif. Mais il n'est pas encore concerné par la Convention de Stockholm. De nombreuses informations concernant ce nouveau contaminant sont encore manquantes, ce qui pose de réelles questions quant à son devenir, son contrôle. Mais il ne faudrait pas attendre que les conséquences soient de la même ampleur que celles des PCB ou des PBDE pour réagir.

Il est considéré aujourd'hui comme d'une importance capitale de trouver des solutions scientifiques afin de garantir la santé animale et humaine, ainsi que la durabilité de l'environnement.

2) Des solutions scientifiques pour assainir l'environnement

a) La physique au service de l'écologie : la dégradation photocatalytique

Les POP ne se dégradent pas dans l'environnement et sont connus pour résister aux différents plans actuels de traitement des eaux. Les procédés d'oxydation avancés sont à l'heure actuelle considérés comme les procédés les plus prometteurs dans l'élimination des POP. La photocatalyse a été largement étudiée car elle peut dégrader rapidement ces polluants en des produits non dangereux, elle utilise une source d'énergie renouvelable (à savoir l'énergie solaire), sans ajout de produits chimiques. Plusieurs photocatalyseurs comme le CdS, SnO₂, SiO₂, Fe₂O₃ ont été étudiés mais le TiO₂ (dioxyde de titane) reste le plus efficace, abordable, stable, disponible et non corrosif. Le principe est d'irradier de rayons UV le TiO₂ qui libère des électrons, s'ensuit des réactions chimiques pour former des radicaux hydroxylés °OH. Mais étant donné la faible proportion de rayonnement UV dans la lumière solaire (5 %), son utilisation serait de très faible efficacité énergétique (Dong et al. 2015).

Pour améliorer cette efficacité, une étude a montré que la combinaison de la photocatalyse avec la sonolyse a la capacité de détruire de nombreux POP (Ryu et al. 2021). Cette dernière permet de créer plus de radicaux libres grâce à des ondes acoustiques. Les deux procédés ensemble fonctionnent en synergie : les ondes ultrasonores semblent provoquer la désagrégation du photocatalyseur, permettant d'augmenter l'efficacité de la dégradation. Elles engendrent également un meilleur transfert de masses entre les POP et le catalyseur, augmentant ainsi la probabilité d'une réaction de surface. Les tests effectués avec cette méthode ont permis d'éliminer plus de 98 % des POP des eaux rejetées par les villes.

Mais cette découverte scientifique ne peut être utilisée pour dépolluer les eaux du globe entier, elle ne permet pas d'assainir l'environnement à grande échelle mais seulement d'assurer la sécurité sanitaire humaine.

b) L'utilisation de microorganismes dans la dégradation des POP

En plus du traitement des eaux usées, la remédiation des sols est aussi un point clé dans l'assainissement de l'environnement. Parmi les différentes techniques étudiées, la bioaugmentation paraît être un moyen sûr, peu coûteux et qui ne dégrade pas les sols. Il s'agit d'introduire des bactéries ou microorganismes capables de détruire les POP au niveau des sites contaminés. Par exemple, *Aspergillus*, *Pseudomonas*, *Chlorella* et *Arthrobacter* sont capables d'allier des mécanismes physiques et biochimiques pour dégrader les pesticides organochlorés, comme l'adsorption, l'hydrolyse, la photodégradation, et la minéralisation enzymatique. Ils possèdent des enzymes comme des estérases, phosphotriestérases, somanases, parathion hydrolase, qui ont été isolées et étudiées (Kumar et al. 2018).

De nombreuses adaptations des microorganismes permettent d'augmenter la biodisponibilité des POP (Ren et al. 2018) (Figure 40). Tout d'abord, les microbes ont une morphologie qui conduit à un contact optimal avec les POP : le mycélium fongique en est un bon exemple. Il permet de mobiliser le maximum de ressources du sol. Les mycobactéries sont capables de modifier leur surface cellulaire en fonction de la disponibilité des composés nécessaires à leur survie. D'autre part, la formation d'un biofilm par excrétion de substances polymériques (glycolipidiques ou glycopeptidolipidiques) permet un passage plus facile des POP à travers les membranes, en augmentant la solubilité et la mobilité des substances. Ce biofilm permet aussi un meilleur transfert horizontal de gènes, augmente la résistance des bactéries contre le stress et constitue un milieu idéal pour le métabolisme des POP. Certains microorganismes sont également capables de transférer des électrons entre leur surface cellulaire et les POP, permettant ainsi des réactions d'oxydoréduction. Des adaptations comportementales, comme la chimiotaxie ou la capacité à se déplacer, permet d'améliorer la biodisponibilité des POP pour ces microorganismes.

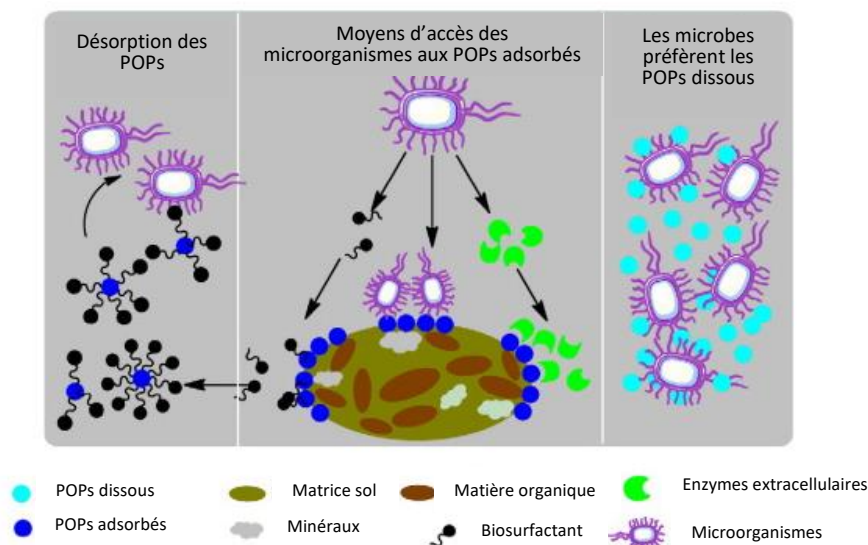


Figure 40 : Les différents mécanismes entrepris par les microorganismes pour augmenter la biodisponibilité des POP (Ren et al. 2018)

De nombreux microorganismes sont capables de métaboliser les PCB mais malheureusement avec une étroite spécificité. De plus, tous les microbes ne sont pas capables de réaliser toutes les réactions nécessaires à la remédiation, certaines peuvent devenir des points de blocage, causant l'accumulation de métabolites toxiques. Il existe cependant des bactéries capables de métaboliser de plus larges séries de PCB : il s'agit des bactéries du genre *Rhodococcus*, qui ont de multiples et uniques enzymes utiles dans la dégradation des polluants (Ines et al. 2021). Elles sont notamment capables de réaliser dans son entièreté la voie catabolique des biphényles. Cette dernière est la principale voie par laquelle les PCB peuvent être transformés par les bactéries dans des conditions aérobiques.

Des expérimentations sur le terrain ont été entreprises pour démontrer l'efficacité des bactéries sur la dégradation des pesticides organochlorés (Carles et al. 2021). L'application du pesticide et de la souche de bactéries ont été réalisées en même temps. La durée de vie du pesticide en a été largement raccourcie, mais son efficacité n'a pas été diminuée. De plus, l'application des bactéries n'a pas significativement modifié la communauté bactérienne du sol.

Mais la bioaugmentation dépend de beaucoup de facteurs, comme la présence des bons microorganismes au niveau des sites pollués, les caractéristiques physico-chimiques des sols (pH, température, contenu organique), les potentielles liaisons des POP aux minéraux. Elle est pour l'instant envisagée pour les terrains agricoles mais la question de traiter l'ensemble des sites contaminés ne se pose pas encore. D'autre part, cela nécessiterait des études supplémentaires pour comprendre ces effets dans un environnement aux conditions particulières, que constitue l'Arctique par exemple.

3) Prévisions climatiques et avenir des ours polaires

a) Réchauffement climatique en Arctique

Le réchauffement climatique n'est plus un secret pour personne. Mais lorsque le climat varie, des changements particulièrement marqués affectent le pôle Nord : on parle d'amplification arctique. Ainsi, la région s'est réchauffée quatre fois plus vite que le reste du globe depuis 1979 (Rantanen et al. 2022). L'élévation des températures est plus rapide au-dessus des continents, ainsi qu'aux hautes altitudes. Une série de mécanisme en est à l'origine, dont l'effet d'albédo.

L'albédo est le rapport entre la quantité d'énergie solaire lumineuse réfléchi vers l'espace par un corps donné et la quantité d'énergie reçue. Par exemple, un nuage dont l'albédo est de 70 % renvoie vers l'espace 70 % de l'énergie solaire reçue, sous forme d'énergie lumineuse. En fonction de la composition de la surface, de sa couleur, elle va plus ou moins absorber l'énergie des rayons lumineux et la transformer en énergie thermique. En conséquence, un corps

sombre exposé au soleil va s'échauffer plus qu'un corps clair. Ainsi, l'océan a un albédo de cinq à 10 %, la forêt de cinq à 20 %, la banquise et la neige de 60 à 90 %. Avec l'aménagement des sols et l'impacts de ses activités sur l'environnement, l'Homme a modifié l'albédo local. Certaines particules rejetées dans l'atmosphère augmentent l'albédo, elles sont réfléchissantes (comme le soufre), d'autres le diminuent, elles sont sombres (comme les particules carbonées). Après leur transport, elles sont déposées sur la neige ou la banquise et diminuent ainsi leur albédo.

D'autre part, la fonte des glaciers diminuent également l'albédo local. La fonte de la banquise l'été est de plus en plus importante et dure de plus en plus longtemps. Ainsi, l'albédo de la région diminue, la part des rayonnements lumineux rejetés diminue et l'énergie thermique récupérée est plus importante. La température globale de l'océan de surface augmente, amplifiant ainsi les phénomènes de réchauffement climatique et de fonte des glaces. C'est un effet de rétroaction positive.

L'âge des glaces est également modifié par la fonte de la banquise. La glace formée il y a plusieurs années disparaît au profit de la glace formée l'année en cours (Figure 41).

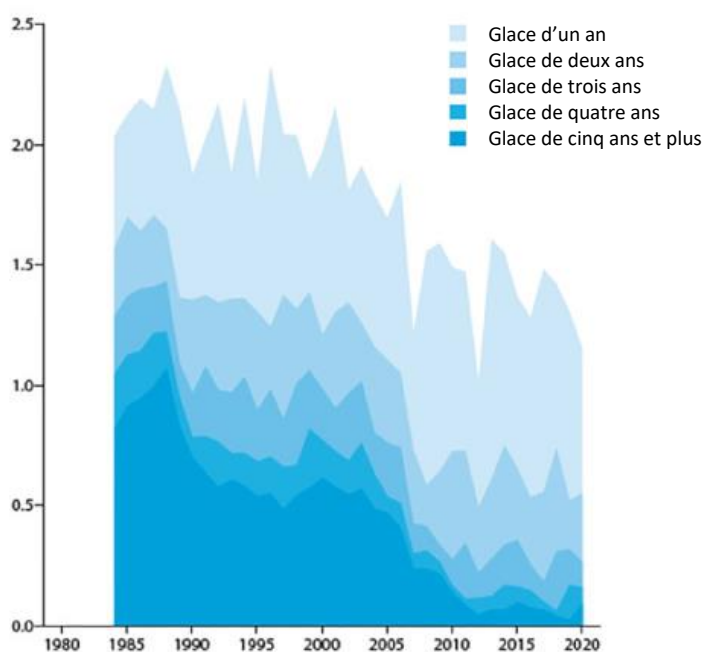


Figure 41 : Diminution de la surface de la banquise et modification de son âge au cours des années (d'après Chételat et al. 2022)

Pour autant, l'amplification arctique s'est globalement affaiblie au cours du dernier millénaire, avec d'importantes variations en fonction des fluctuations naturelles des températures de surface de la mer en Atlantique Nord (Fang et al. 2022). Lors des décennies marquées par des eaux anormalement chaudes, l'amplification arctique est renforcée et inversement pour les décennies marquées par des eaux anormalement froides. Le fait que l'amplitude de l'amplification arctique ait atteint une amplitude basse au cours des dernières décennies, qui sont celles où le réchauffement anthropique s'est réellement mis en place, peut

paraître paradoxal. Toutefois, certains mécanismes ont compensé l'écart de température entre les pôles et les tropiques. Entre autres, le forçage des gaz à effet de serre a réchauffé davantage les températures proches de la surface dans les basses latitudes que dans les hautes (Fang et al. 2022).

Des études ont mesuré les différentes variations de température enregistrées durant les dernières années. Dans la région de Svalbard, une augmentation de un à 1,2°C par décennie a été mise en évidence, allant jusqu'à deux à 3°C par décennie en hiver (Førland et al. 2012). À l'avenir, les températures hivernales passeront de -28°C en moyenne aujourd'hui, à -23°C d'ici 2050. En été, les températures jusque-là majoritairement négatives ne se produiront plus d'ici 2050. Le nombre de jours par année avec des conditions thermiques propices à la croissance (c'est-à-dire, au-dessus de 5°C) va passer de 50 aujourd'hui à 75 pour la même échéance.

Toutes ces modifications entraînent des changements de caractéristiques physico-chimiques de l'atmosphère, des océans modifiant ainsi le transport des polluants étudiés dans cette étude, ainsi que la réaction des êtres vivants à leur exposition.

b) Impacts du réchauffement climatique sur le transport et la distribution des contaminants

Ces modifications entraînent des effets sur les contaminants, non seulement à cause des changements des conditions de surface en Arctique et des procédés physiques, mais également à cause du fait que le transport, la transformation et le devenir des POP dépendent de la température de l'environnement. En effet, toutes leurs constantes, comme leur pression de vapeur saturante, les coefficients de distribution dans différents milieux, leur vitesse de dégradation ou transformation sont conditionnées par la température. Par exemple, une augmentation de 1°C entraînerait une augmentation de la volatilité des PCB de 10 à 15 %, leur mobilité en serait alors également accrue (Hung et al. 2022).

La fonte des glaces entraîne une augmentation de la production primaire dans l'océan Arctique, du fait de l'augmentation de la luminosité, de la durée de la saison chaude et de la disponibilité en nutriments. Cela modifie la saison de développement du phytoplancton. Les POP étant hydrophobes, une fois passé dans l'eau de surface, ils se lient avec des particules et sédimentent dans les eaux profondes des océans. D'autre part, du fait de l'augmentation des températures, les POP sont plus mobiles et donc capables d'être transportés plus facilement par voie atmosphérique. Un gradient se forme donc entre l'atmosphère de plus en plus riche en POP et l'océan, la vitesse du passage entre l'atmosphère et l'eau augmente (Hung et al. 2022).

Le changement climatique va modifier la structure des communautés microbiennes et augmenter la vitesse des dégradations. Ces dernières ont majoritairement lieu durant la période de développement du phytoplancton, qui sera de plus en plus longue. Ainsi, les

transformations microbiennes vont jouer un rôle plus important dans la dégradation des POP et modifiera la disponibilité des polluants.

La fonte des glaciers et du permafrost entraîne une remobilisation des POP et du mercure stockés (Hung et al. 2022 ; Chételat et al. 2022). Ils seront libérés dans l'océan et intégrés dans les chaînes trophiques. D'autre part, les feux de forêts sont de plus en plus fréquents et relâchent dans l'atmosphère plus de contaminants.

La fonte des glaciers et du permafrost permet l'exploitation de ressources locales jusqu'à présent inaccessibles, comme des minéraux, du pétrole, du gaz. De nouvelles infrastructures sont installées, accentuant la pollution locale (Hung et al. 2022). De nouvelles voies de transport de personnes et de marchandises sont en développement, afin de réduire le temps de transit entre les différents continents mais la pollution locale en sera augmentée.

Lorsque la glace fond, les vallées glacières reçoivent l'eau et les contaminants qu'elle contient, qui étaient préalablement emprisonnés dans les glaciers. Les études montrent que les rivières formées par la fonte des glaciers distribuent sur leur trajet les éléments comme le mercure ou les polluants, alors que leurs concentrations diminuent dans les vallées glacières (Souza-Kasprzyk et al. 2024).

Des études expérimentales démontrent que la hausse des températures engendre une augmentation de la production de méthylmercure dans l'océan, les sédiments lacustres et les sols de la toundra (Chételat et al. 2022). Ces effets doivent cependant être confirmés via des prélèvements et des mesures plus précises de l'environnement.

Les températures atmosphériques étant en augmentation, les précipitations sont elles aussi plus importantes (Hung et al. 2022). De plus, ces dernières sont de plus en plus souvent sous forme de pluie et non de neige, ce qui va affecter l'efficacité des dépôts depuis l'atmosphère. Nous avons vu précédemment que la neige était plus efficace que la pluie pour déposer depuis l'atmosphère à la surface, les substances de haut poids moléculaire, hydrophobes. Les POP passeront donc moins facilement vers l'océan ou la surface terrestre via les dépôts humides. Pour autant, cela sera compensé par l'augmentation du volume de précipitations.

En conclusion, le changement climatique accroît la mobilité des contaminants au sein de l'Arctique et les échanges entre les différents compartiments terrestres.

c) Impacts du réchauffement climatique sur la toxicité des contaminants

Des simulations montrent que la bioaccumulation des PCB diminue lorsque la température augmente (Borgå et al. 2010). Ces simulations prennent en compte les changements directement induits par le réchauffement climatique sur les individus mais pas les modifications potentielles des réseaux trophiques. Cette diminution est due à la réduction de la biodisponibilité des PCB.

En réalité, si certaines réactions d'absorption ou d'élimination sont accélérées du fait de l'augmentation de la température, d'autres sont au contraire ralenties. Ainsi, la température n'a qu'un faible effet sur la bioaccumulation nette (Borgå et al. 2022). Mais cette observation est réalisée sans tenir compte de la sensibilité des espèces et des caractéristiques des polluants. En effet, les eiders à duvets (*Somateria mollissima*) présentent de plus grandes concentrations de DDT et d'autres pesticides organochlorés lorsque les températures augmentent (augmentation de 75 % environ entre 2007 et 2017). Les PCB eux, restent stables sur cette période.

Les précipitations en augmentation engendrent des conséquences chez les oiseaux. En effet, les années avec d'importantes précipitations sont suivies par des années avec des œufs qui contiennent de plus hautes concentrations en PCB et DDT (Foster et al. 2019). C'est également le cas chez les ours polaires ou les caribous (McKinney et al. 2022).

D'autre part, les phoques sont exposés à de plus fortes concentrations de PCB lors des années avec une couverture de glace importante ou lorsque la glace persiste depuis plusieurs années. Cette dernière facilite l'accumulation des polluants et agit comme réservoir. C'est également le cas pour le mercure, qui se concentre plus chez les phoques lors des années avec une couverture de glace plus importante (Gaden et al. 2009).

Nous avons vu précédemment que la fonte des glaciers entraîne le transport de polluants dans les rivières qui en découlent. Ainsi, les ours polaires qui se nourrissent dans les régions avec un apport plus important d'eau douce, sont plus contaminés en mercure que les autres (McKinney et al. 2022). Pour autant, les individus sont moins exposés lorsqu'ils passent plus de temps sur la terre ferme plutôt que sur la banquise, conséquence du réchauffement climatique et des étés de plus en plus longs.

Si la production primaire augmente, les POP seront plus absorbés par le phytoplancton et moins disponible directement depuis l'eau. Mais ils seront également plus dilués dans la biomasse plus importante. Il est encore trop tôt pour savoir si ces deux effets vont se contrebalancer.

L'augmentation des températures entraîne une modification comportementale des individus, en particulier une modification des habitudes de migration. Les oiseaux migrent plus tôt, ce qui modifie leur route, leur énergie utilisée ensuite pour la reproduction et donc la

quantité de POP transférée aux petits. Les oiseaux arrivants plus tôt sur leur lieu de reproduction en Arctique et utilisant la végétation moins polluée s'y trouvant, ont des œufs moins contaminés.

Le climat est un des principaux facteurs de distributions des espèces sur Terre. Sa modification va également changer la répartition des individus et donc créer de la compétition entre les différentes populations se partageant un biotope de plus en plus restreint. Les chaînes trophiques en seront modifiées ainsi que la bioamplification. Au Groenland de l'Est, les ours polaires se nourrissent de plus en plus de phoques de Groenland qui se situe plus haut dans la chaîne alimentaire que sa proie historique, le phoque annelé. Cela entraîne une augmentation de la concentration en PCB trouvées chez les individus.

Chez les mouettes tridactyles (*Rissa tridactyla*), la concentration sanguine en mercure a diminué de 3 % par an jusqu'en 2013 avant de réaugmenter de 11 % par an jusqu'en 2019 (Tartu et al. 2022). Ces changements ont tout d'abord lieu du fait d'un changement alimentaire et donc d'une modification de la chaîne trophique. Ensuite, la fonte des glaces a entraîné un relargage du méthylmercure dans l'océan où il est disponible pour l'absorption au sein des chaînes alimentaires.

Ces changements entraînent non seulement des conséquences sur les individus mais également sur tout l'écosystème. En effet, lors des étés particulièrement chauds, les ours polaires affamés peuvent manger de nombreux œufs, causant la diminution du nombre d'individus des colonies d'oiseaux (McKinney et al. 2022).

Ce réchauffement entraînerait également un changement dans la dynamique des lipides au sein des chaînes alimentaires. L'apparition de plus en plus d'espèces avec un moindre contenu lipidique, de plus petite taille, à croissance plus rapide et qui se base pour la reproduction par un apport extérieur d'énergie plutôt que par la constitution de réserves. Cette dernière modification permettra par conséquent de diminuer le transfert des POP aux petits via la lactation, du fait d'une plus grande dilution des POP et d'une plus faible capacité de stockage.

Le cortisol peut nous aider à mesurer le stress environnemental ressenti par les individus. Pourtant, chez les ours polaires, une diminution du cortisol présent dans les poils a diminué de façon significative entre 1892 et 2009. Aucun lien n'a été mis en évidence entre l'exposition aux POP et la concentration en cortisol dans les poils mais nous savons à présent que mesurer la concentration des POP dans les poils des ours polaires n'est pas représentatif de l'exposition réelle. Cette décroissance des concentrations de cortisol peut alors s'expliquer par l'effet des POP sur le système endocrinien. Cette tendance a été retrouvée chez d'autres espèces. Si cet effet des perturbateurs endocriniens est réel et entraîne la diminution du cortisol chez les êtres vivants, cela altère les capacités physiologiques des individus à répondre et à surmonter les nombreux facteurs de stress auxquels ils sont confrontés. Une autre explication pourrait venir du fait du rétrocontrôle négatif et à la mise en place par l'organisme d'une nouvelle mesure de cortisol de référence au cours du temps.

De nouvelles maladies infectieuses apparaissent et le stress causé par l'augmentation des températures, notamment chez les animaux à sang froid, diminue l'efficacité de leur système immunitaire. Ces maladies peuvent ensuite se transmettre le long de la chaîne alimentaire.

Ces différentes conséquences du changement climatique peuvent, si des actions ne sont pas envisagées pour y remédier, impacter l'efficacité des directives mises en place afin de réduire l'exposition de l'environnement aux POP, comme la convention de Stockholm par exemple.

L'efficacité de la convention de Stockholm a été mesurée et une diminution des flux de POP de 16 % a été mise en évidence. Pour autant, les variations chez les espèces ne sont pas aussi franches, d'autres variables comme le réchauffement climatique peuvent entrer en jeu. La convention de Minamata, quant à elle, n'est pas en vigueur depuis assez longtemps pour pouvoir observer de réels effets sur la production de mercure et sa concentration chez les êtres vivants, même si une tendance positive commence à se révéler.

Mais l'utilisation de nouveaux composés, comme le décaBDE ou le DBDPE, moins ou non contrôlés, engendrera peut-être les mêmes conséquences pour l'environnement dans quelques années si nous ne réagissons pas plus rapidement.

Des solutions utilisant la physique et la biologie peuvent permettre d'assainir les sols et les eaux mais elles ne peuvent être menées à l'échelle planétaire pour l'instant.

Le réchauffement climatique, qui est d'autant plus fort en Arctique, entraîne une modification des caractéristiques physico-chimiques des contaminants, et donc de leur transport, dépôt et passage dans la biosphère. Un relargage des réserves de contaminants présentes dans les glaciers et le permafrost est également observé.

La toxicité des polluants varie aussi en fonction des températures, entraînant des modifications des réactions de biotransformation, des chaînes trophiques et des écosystèmes, ainsi que de l'homéostasie des individus.

Conclusion

Les perturbateurs endocriniens sont omniprésents dans la société humaine même si de nombreuses réglementations essaient de limiter leur impact sur les êtres humains. Les sources de ces substances sont majoritairement anthropiques, et vont de l'industrie à l'agriculture, en passant par la combustion des déchets et l'exploitation de minerais. Mais si les villes sont particulièrement contaminées, les endroits les plus reculés de la planète ne sont pas pour autant épargnés. Les polluants transitent grâce aux courants atmosphériques et marins et s'incorporent dans la biosphère. Ils s'y accumulent et s'amplifient le long des chaînes trophiques, plaçant les espèces en haut de la chaîne alimentaire particulièrement à risque de développer des troubles endocriniens.

L'ours polaire est un bon sujet pour étudier les effets des perturbateurs endocriniens. Étant un prédateur en haut de la chaîne alimentaire, évoluant dans un milieu fortement contaminé et ayant un métabolisme majoritairement lipidique, les conséquences d'une exposition aux polluants sont particulièrement visibles.

Ainsi, ces substances perturbent le métabolisme et la croissance osseuse, entraînant une fragilité du squelette, pouvant poser un problème lors de la chasse, de l'accouplement ou de la fuite face à une menace. Le système immunitaire des individus devient moins efficace face à l'émergence de nouveaux agents pathogènes, du fait de la diminution du taux de cellules immunitaires circulantes. Ces contaminants perturbent également la synthèse et le transport des hormones thyroïdiennes. Les conséquences de ces modifications ne sont pas encore connues mais étant donné qu'elles interviennent dans le métabolisme lipidique et la régulation de la température corporelle, nous pouvons nous demander quel sera le devenir des individus dans un contexte de réchauffement climatique. Enfin, l'aspect le plus étudié des perturbateurs endocriniens est sûrement celui des modifications du développement reproducteur des individus exposés. Ils causent chez les ours polaires une réduction de taille des organes sexuels ainsi qu'une diminution de la concentration en hormones associées. Tout ceci engendre une diminution de la fertilité des individus et impacte la pérennité des populations. Les communautés évoluant dans le même écosystème peuvent en être également affectées.

L'étude d'une autre espèce, de place différente dans la chaîne alimentaire ou évoluant dans un autre milieu, permettrait d'avoir une vue plus globale des effets des perturbateurs endocriniens. Ils peuvent en effet entraîner des conséquences plus ou moins visibles voire complètement différentes en fonction des espèces exposées.

Enfin, les découvertes scientifiques semblent prometteuses mais ne peuvent pas encore être utilisées à grande échelle. Les directives politiques ont engendré une diminution de la production des perturbateurs endocriniens dans le monde mais les espèces sauvages restent contaminées par des taux qui seraient jugés supérieurs aux limites acceptables dans le cadre de la consommation humaine. En outre, le réchauffement climatique ajoute des enjeux

à l'étude de l'efficacité des conventions, en modifiant le transport, le dépôt, et la toxicité des substances. Une étude sur les tendances des années à venir est primordiale pour mettre en place des directives efficaces et éviter de répéter les mêmes erreurs.

Bibliographie

ALOMAR, H. (2017). Analyse chimique des résidus des contaminants anthropiques dans les chaînes alimentaires : influence du régime alimentaire chez les prédateurs [en ligne]. phdthesis. Université de Lyon. Disponible à l'adresse : <https://theses.hal.science/tel-01736250> [Consulté le 2 octobre 2023].

AMERICAN OCEANS (2023). What is Thermohaline Circulation? [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.americanoceans.org/facts/what-is-thermohaline-circulation/> [Consulté le 5 avril 2024].

AMUSA, C., ROTHMAN, J., ODONGO, S., MATOVU, H., SSEBUGERE, P., BARANGA, D. et SILLANPÄÄ, M. (2021). The endangered African Great Ape: Pesticide residues in soil and plants consumed by Mountain Gorillas (*Gorilla beringei*) in Bwindi Impenetrable National Park, East Africa. *Science of The Total Environment*, Vol. 758, pp. 143-692. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720372235>. [Consulté le 26 Septembre 2023]

ARCTIC PORTAL (2016). Arctic Definitions Combined. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://arcticportal.org/maps/download/arctic-definitions/2426-arctic-definitions> [Consulté le 5 avril 2024].

ARCTIC PORTAL (2023). Polar Bear Population. Disponible à l'adresse : <https://arcticportal.org/maps/download/maps-arctic-fauna/2404-polar-bear-population> [Consulté le 5 avril 2024].

AUBAIL, A. (2010). Étude des variations spatiales et temporelles du mercure en Arctique : utilisation des dents et des poils des prédateurs supérieurs comme tissus de biomonitoring [en ligne]. phdthesis. Université de La Rochelle. Disponible à l'adresse : <https://theses.hal.science/tel-00583122> [Consulté le 28 septembre 2023].

AUBY, A. (2012). Modélisation à haute résolution du transport de polluants à longue distance [en ligne]. phdthesis. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. Disponible à l'adresse : <https://theses.hal.science/tel-00735198> [Consulté le 27 septembre 2023].

FONDS AFRICAINS DE DEVELOPPEMENT (2005). Programme africain relatif aux stocks de pesticides périmes Disponible à l'adresse : <https://www.afdb.org/fr/documents/document/multinational-programme-africain-relatif-aux-stocks-de-pesticides-perimes-esia-summary-12920> [Consulté le 26 septembre 2023].

BAROUKI, R. (2017). Perturbateurs endocriniens · Inserm, La science pour la santé [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.inserm.fr/dossier/perturbateurs-endocriniens/> [Consulté le 21 septembre 2023].

BASU, N., SCHEUHAMMER, A. M., SONNE, C., LETCHER, R. J., BORN, E. W. et DIETZ, R. (2009). Is dietary mercury of neurotoxicological concern to wild polar bears (*Ursus maritimus*)? *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 28(1), pp. 133-140. Disponible sur : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1897/08-251.1> [Consulté le 27 novembre 2023]

BEN MUKIIBI, S., NYANZI, S. A., KWETEGYEKA, J., OLISAH, C., TAIWO, A. M., MUBIRU, E., TEBANDEKE, E., MATOVU, H., ODONGO, S., ABAYI, J. J. M., NGENO, E. C., SILLANPÄÄ, M. et SSEBUGERE, P. (2021). Organochlorine pesticide residues in Uganda's honey as a bioindicator of environmental contamination and reproductive health implications to consumers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 214, pp. 112094. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651321002050> [Consulté le 26 septembre 2023]

BLAIS, J. M., SCHINDLER, D. W., MUIR, D. C. G., KIMPE, L. E., DONALD, D. B. et ROSENBERG, B. (1998). Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. *Nature*, Vol. 395 (6702), pp. 585-588. Disponible sur : <https://www.nature.com/articles/26944> [Consulté le 2 octobre 2023]

BORGÅ, K., A. MCKINNEY, M., ROUTTI, H., J. FERNIE, K., GIEBICHENSTEIN, J., HALLANGER, I. et G. MUIR, D. C., (2022). The influence of global climate change on accumulation and toxicity of persistent organic pollutants and chemicals of emerging concern in Arctic food webs. *Environmental Science: Processes & Impacts*, Vol. 24 (10), pp. 1544-1576. Disponible sur : <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2022/em/d1em00469g> [Consulté le 1 décembre 2023]

BORGÅ, K., FISK, A. T., HOEKSTRA, P. F. et MUIR, D. C. G. (2004). Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23 (10), pp. 2367-2385. Disponible sur : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1897/03-518> [Consulté le 12 octobre 2023]

BORGÅ, K., SALORANTA, T. M. et RUUS, A. (2010). Simulating climate change-induced alterations in bioaccumulation of organic contaminants in an Arctic marine food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 29 (6), pp. 1349-1357. Disponible sur : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.159> [Consulté le 30 novembre 2023]

BOURGEON, S., RIEMER, A. K., TARTU, S., AARS, J., POLDER, A., JENSSEN, B. M. et ROUTTI, H. (2017). Potentiation of ecological factors on the disruption of thyroid hormones by organo-halogenated contaminants in female polar bears (*Ursus maritimus*) from the Barents Sea. *Environmental Research*, Vol. 158, pp. 94-104. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935117302566> [Consulté le 27 novembre 2023]

BOURQUE, J., DESFORGES, J., LEVIN, M., ATWOOD, T. C., SONNE, C., DIETZ, R., JENSEN, T. H., CURRY, E. et MCKINNEY, M. A. (2020). Climate-associated drivers of plasma cytokines and contaminant concentrations in Beaufort Sea polar bears (*Ursus maritimus*). *Science of The Total Environment*, Vol. 745, pp. 140978. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720345071> [Consulté le 19 octobre 2023]

BOUTET, V., DOMINIQUE, M., ECCLES, K. M., BRANIGAN, M., DYCK, M., VAN COEVERDEN DE GROOT, P., LOUGHEED, S. C., RUTTER, A. et LANGLOIS, V. S. (2023). An exploratory spatial contaminant assessment for polar bear (*Ursus maritimus*) liver, fat, and muscle from northern Canada. *Environmental Pollution*, Vol. 316, pp. 120663. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749122018772> [Consulté le 11 octobre 2023]

BYTINGSVIK, J., LIE, E., AARS, J., DEROCHE, A. E., WIIG, Ø. et JENSSEN, B. M. (2012). PCBs and OH-PCBs in polar bear mother–cub pairs: A comparative study based on plasma levels in 1998 and 2008. *Science of The Total Environment*, Vol. 417-418, pp. 117-128. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711014975> [Consulté le 18 octobre 2023]

BYTINGSVIK, J., SIMON, E., LEONARDS, P. E. G., LAMOREE, M., LIE, E., AARS, J., DEROCHE, A. E., WIIG, Ø., JENSSEN, B. M. et HAMERS, T. (2013). Transthyretin-Binding Activity of Contaminants in Blood from Polar Bear (*Ursus maritimus*) Cubs. *Environmental Science & Technology*, Vol. 47 (9), pp. 4778-4786. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/es305160v> [Consulté le 27 novembre 2023]

CARLES, L., MARTIN-LAURENT, F., DEVERS, M., SPOR, A., ROUARD, N., BEGUET, J., BESSE-HOGGAN, P. et BATAISSON, I. (2021). Potential of preventive bioremediation to reduce environmental contamination by pesticides in an agricultural context: A case study with the herbicide 2,4-D. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 416, pp. 125740. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421007044> [Consulté le 29 novembre 2023]

CARRAVIERI, A. et SCHEIFLER, R. 2012. Effets des substances chimiques sur les Chiroptères : état des connaissances. Disponible sur : <https://plan-actions-chiropteres.fr> [Consulté le 03 octobre 2023]

CHÉTELAT, J., MCKINNEY, M. A., AMYOT, M., DASTOOR, A., DOUGLAS, T. A., HEIMBÜRGER-BOAVIDA, L., KIRK, J., KAHILAINEN, K. K., OUTRIDGE, P. M., PELLETIER, N., SKOV, H., ST. PIERRE, K., VUORENMAA, J. et WANG, F. (2022). Climate change and mercury in the Arctic: Abiotic interactions [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 824, pp. 153715. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722008075> [Consulté le 12 décembre 2023]

CHIESA, L. M., LABELLA, G. F., PANSERI, S., PAVLOVIC, R., BONACCI, S. et ARIOLI, F. (2016). Distribution of persistent organic pollutants (POPs) IN wild Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from different FAO capture zones [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 153, pp. 162-169. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653516303162> [Consulté le 28 septembre 2023]

CIESIELSKI, T. M., HANSEN, I. T., BYTINGSVIK, J., HANSEN, M., LIE, E., AARS, J., JENSSEN, B. M. et STYRISHAVE, B. (2017). Relationships between POPs, biometrics and circulating steroids in male polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 230, pp. 598-608. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117306115> [Consulté le 19 octobre 2023]

CIESIELSKI, T. M., SONNE, C., ORMBOSTAD, I., AARS, J., LIE, E., BYTINGSVIK, J. et JENSSEN, B. M. (2018). Effects of biometrics, location and persistent organic pollutants on blood clinical-chemical parameters in polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard, Norway [en ligne]. *Environmental Research*, Vol. 165, pp. 387-399. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935118302263> [Consulté le 19 octobre 2023]

COHEN, B. S. (2010). An Assessment of Historical PCB Contamination in Arctic Mammals [en ligne]. Disponible sur : <https://web.williams.edu/wp-etc/ces/arctic-mammals-pcbs.pdf> [Consulté le 4 décembre 2023]

COMMISSION ECONOMIQUE POUR L'EUROPE (2014). La Convention d'Aarhus : guide d'application [en ligne]. Disponible sur : https://unece.org/DAM/env/pp/Publications/Aarhus_Implementation_Guide_FRE_interactive.pdf [Consulté le 19 avril 2024]

COPPOCK, R. W. et DZIWENKA, M. M. (2022). Endocrine disruption in wildlife species. In : GUPTA, Ramesh C. (éd.), Reproductive and Developmental Toxicology (Third Edition) [en ligne]. Academic Press. pp. 1423-1442. Disponible à l'adresse : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780323897730000709> [Consulté le 2 octobre 2023]

DAUGAARD-PETERSEN, T., LANGEBAEK, R., RIGÉT, F. F., DYCK, M., LETCHER, R. J., HYLDSTRUP, L., JENSEN, J. B., DIETZ, R. et SONNE, C. (2018). Persistent organic pollutants and penile bone mineral density in East Greenland and Canadian polar bears (*Ursus maritimus*) during 1996–2015 [en ligne]. Environment International, Vol. 114, pp. 212-218. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412017321773> [Consulté le 19 octobre 2023]

DEGILA, H. W., AZON, N. B. N., ADOUNKPE, J. G., AKOWANOU, A. V. O. et AÏNA, M. P. (2019). Mercure: sources d'émission, toxicité, contamination du milieu aquatique et particularité du Bénin [en ligne]. International Journal of Biological and Chemical Sciences, Vol. 13 (7), pp. 3429-3448. Disponible sur : <https://www.ajol.info/index.php/ijbcs/article/view/193321> [Consulté le 22 septembre 2023]

DE WIT, C. A., ALAEE, M. et MUIR, D. C. G. (2006). Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. Chemosphere, Vol. 64 (2), pp. 209-233. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505014359> [Consulté le 18 octobre 2023]

DIETZ, R. et al. (2022). A risk assessment review of mercury exposure in Arctic marine and terrestrial mammals [en ligne]. Science of The Total Environment, Vol. 829, pp. 154445. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722015388> [Consulté le 30 novembre 2023]

DIETZ, R. et al. (2013a). Three decades (1983–2010) of contaminant trends in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). Part 1: Legacy organochlorine contaminants [en ligne]. Environment International, Vol. 59, pp. 485-493. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412012002024> [Consulté le 29 novembre 2023]

DIETZ, R. et al. (2013b). Three decades (1983–2010) of contaminant trends in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). Part 2: Brominated flame retardants [en ligne]. Environment International, Vol. 59, pp. 494-500. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412012002061> [Consulté le 29 novembre 2023]

DIOUF, H. R. (2008). Plan d'action pour une meilleure participation des ONG de l'Afrique francophone dans la promotion de la sécurité chimique [en ligne]. Disponible à l'adresse : https://www.pan-afrique.org/fr/Rapports/Etudes/Pland_action.pdf [Consulté le 26 septembre 2023].

DONG, H., ZENG, G., TANG, L., FAN, C., ZHANG, C., HE, X. et HE, Y. (2015). An overview on limitations of TiO₂-based particles for photocatalytic degradation of organic pollutants and the corresponding countermeasures [en ligne]. *Water Research*, Vol. 79, pp.128-146. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415002754> [Consulté le 6 décembre 2023]

EFFIS (2023). EFFIS - Statistics Portal. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://effis.jrc.ec.europa.eu/apps/effis.statistics/estimates> [Consulté le 25 septembre 2023].

EI STATISTICAL REVIEW OF WORLD ENERGY (2023). Home. Statistical review of world energy [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.energyinst.org/statistical-review/home> [Consulté le 18 avril 2024].

EVERS, D. C., KEANE, S. E., BASU, N. et BUCK, D. (2016). Evaluating the effectiveness of the Minamata Convention on Mercury: Principles and recommendations for next steps [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 569-570, pp. 888-903. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716309068> [Consulté le 1 décembre 2023]

FABURÉ, J., MOUGIN, C., RIVET, D. et SIAUSSAT, D. (2022). *Ecotoxicologie*. Paris : Dunod, 208 p.

FACEMIRE, C. F., GROSS, T. S. et GUILLETTE, L. J. (1995). Reproductive impairment in the Florida panther: nature or nurture? [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/epdf/10.1289/ehp.103-1519283> [Consulté le 2 octobre 2023].

FANG, M, LI, X, CHEN, H. W. et CHEN, D. (2022). Arctic amplification modulated by Atlantic Multidecadal Oscillation and greenhouse forcing on multidecadal to century scales. *Nature Communications*, Vol. 13 (1). Disponible sur : <https://www.nature.com/articles/s41467-022-29523-x> [Consulté le 8 décembre 2023]

FAO (2022). Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators [en ligne]. Disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/documents/card/en/c/cc0918en> [Consulté le 26 septembre 2023].

FEY, L. et BEDARD, M. (2021). *Ursus maritimus* | DORIS. [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://doris.ffessm.fr/Especies/Ursus-maritimus-Ours-blanc-2724> [Consulté le 10 octobre 2023].

FØRLAND, E. J., BENESTAD, R., HANSEN-BAUER, I., HAUGEN, J. E. et SKAUGEN, T. E. (2012). Temperature and Precipitation Development at Svalbard 1900–2100 [en ligne]. *Advances in Meteorology*, Vol. 2011, 14 pages. Disponible sur : <https://www.hindawi.com/journals/amete/2011/893790/> [Consulté le 30 novembre 2023]

FOSTER, K. L., BRAUNE, B. M., GASTON, A. J. et MALLORY, M. L. (2019). Climate Influence on Legacy Organochlorine Pollutants in Arctic Seabirds [en ligne]. *Environmental Science & Technology*, Vol. 53 (5), pp. 2518-2528. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07106> [Consulté le 30 novembre 2023]

FRIEDLI, H. R., ARELLANO, A. F., CINNIRELLA, S. et PIRRONE, N. Mercury emissions from global biomass burning: spatial and temporal distribution. In : MASON, R. (2009), *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models* [en ligne]. Boston, MA : Springer US. pp. 193-220. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_8 [Consulté le 25 septembre 2023].

GABRIELSEN, K. M., KROKSTAD, J. S., VILLANGER, G. D., BLAIR, D. A. D., OBREGON, M., SONNE, C., DIETZ, R., LETCHER, R. J. et JENSSEN, B. M. (2015). Thyroid hormones and deiodinase activity in plasma and tissues in relation to high levels of organohalogen contaminants in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) [en ligne]. *Environmental Research*, Vol. 136, pp. 413-423. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935114003284> [Consulté le 27 novembre 2023]

GADEN, A., FERGUSON, S.H., HARWOOD, L., MELLING, H. et STERN, G.A. (2009). Mercury Trends in Ringed Seals (*Phoca hispida*) from the Western Canadian Arctic since 1973: Associations with Length of Ice-Free Season. *Environmental Science & Technology*, Vol. 43 (10), pp. 3646-3651. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/es803293z> [Consulté le 5 décembre 2023]

GASIC, B., MACLEOD, M., KLANOVA, J., SCHERINGER, M., ILIC, P., LAMMEL, G., PAJOVIC, A., BREIVIK, K., HOLOUBEK, I. et HUNGERBÜHLER, K. (2010). Quantification of sources of PCBs to the atmosphere in urban areas: A comparison of cities in North America, Western Europe and former Yugoslavia [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 158 (10), pp. 3230-3235. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749110002903> [Consulté le 29 septembre 2023]

GASNIER, T. (2017). Mondialisation, territoires. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://gasnier-thierry.e-monsite.com/pages/cours-de-ts/geographie1/mondialisation-territoires.html> [Consulté le 18 avril 2024].

GEBBINK, W. A., SONNE, C., DIETZ, R., KIRKEGAARD, M., BORN, E. W., MUIR, D. C.G. et LETCHER, R. J. (2008). Target Tissue Selectivity and Burdens of Diverse Classes of Brominated and Chlorinated Contaminants in Polar Bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland [en ligne]. *Environmental Science & Technology*, Vol. 42 (3), pp. 752-759. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/es071941f> [Consulté le 11 octobre 2023]

GOVERNEMENT DES TERRITOIRES DU NORD-OUEST CANADA (2016). DDT (Dichlorodiphényltrichloroéthane) [en ligne] Disponible à l'adresse : <https://www.hss.gov.nt.ca/fr/services/contaminants-environnementaux/ddt-dichlorodiph%C3%A9nyltrichloro%C3%A9thane> [Consulté le 20 avril 2024].

GUSTAVSON, L., CIESIELSKI, T. M., BYTINGSVIK, J., STYRISHAVE, B., HANSEN, M., LIE, E., AARS, J. et JENSSEN, B. M. (2015). Hydroxylated polychlorinated biphenyls decrease circulating steroids in female polar bears (*Ursus maritimus*) [en ligne]. *Environmental Research*, Vol. 138, pp. 191-201. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935115000390> [Consulté le 19 octobre 2023]

HAAVE, M., ROPSTAD, E., DEROCHE, A. E., LIE, E., DAHL, E., WIIG, Ø., SKAARE, J. U. et JENSSEN, B. M. (2003). Polychlorinated biphenyls and reproductive hormones in female polar bears at Svalbard [en ligne]. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 111 (4), pp. 431-436. Disponible sur : <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/abs/10.1289/ehp.5553> [Consulté le 27 novembre 2023]

HALSALL, C. J., BAILEY, R., STERN, G. A., BARRIE, L. A., FELLIN, P., MUIR, D. C. G., ROSENBERG, B., ROVINSKY, F. Ya., KONONOV, E. Ya. et PASTUKHOV, B. (1998). Multi-year observations of organohalogen pesticides in the Arctic atmosphere [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 102 (1), pp. 51-62. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749198000748> [Consulté le 28 septembre 2023]

HAO, Y., MENG, W., LI, Y., HAN, X., LU, H., WANG, P., YANG, R., ZHANG, Q. et JIANG, G. (2020). Concentrations and distribution of novel brominated flame retardants in the atmosphere and soil of Ny-Ålesund and London Island, Svalbard, Arctic [en ligne]. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 97, pp. 180-185. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074220301790> [Consulté le 27 septembre 2023]

HOONDERT, R. P. J., RAGAS, A. M. J. et HENDRIKS, A. J. (2021). Simulating changes in polar bear subpopulation growth rate due to legacy persistent organic pollutants – Temporal and spatial trends [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 754. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972035909X> [Consulté le 19 octobre 2023]

HUDELSON, K., MUIR, D. C. G., KÖCK, G., WANG, X., KIRK, J. L. et LEHNHERR, I. (2023). Mercury at the top of the world: A 31-year record of mercury in Arctic char in the largest High Arctic lake, linked to atmospheric mercury concentrations and climate oscillations [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 337, pp. 122466. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749123014689> [Consulté le 30 novembre 2023]

HUNG, H., HALSALL, C., BALL, H., BIDLEMAN, T., DACHS, J., SILVA, A. D., HERMANSON, M., KALLENBORN, R., MUIR, D., SÜHRING, R., WANG, X. et WILSON, S. (2022). Climate change influence on the levels and trends of persistent organic pollutants (POPs) and chemicals of emerging Arctic concern (CEACs) in the Arctic physical environment – a review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, Vol. 24 (10), pp. 1577-1615. Disponible sur : <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2022/em/d1em00485a> [Consulté le 1 décembre 2023]

INERIS (2019). Naissance de la plateforme PEPPER | Ineris [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.ineris.fr/fr/ineris/actualites/naissance-plateforme-pepper> [Consulté le 21 septembre 2023].

INES, P., VLASTA, D., SANJA, F., ANA, B. K., DUBRAVKA, H., FABRICE, M. et NIKOLINA, U. (2021). Unraveling metabolic flexibility of rhodococci in PCB transformation [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 282, pp. 130975. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521014478> [Consulté le 1 décembre 2023]

INRS (2007). Biphényles chlorés (FT 194). Pathologie - Toxicologie - Fiche toxicologique - INRS. [en ligne]. Disponible à l'adresse : https://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_194 [Consulté le 20 avril 2024].

JUNIEN, C., GALLOU-KABANI, C., VIGE, A. (2007). Une histoire prolongée de la relation homme-animal [en ligne]. *Les Cahiers de l'Ocha*, Vol.12, 20 pages. Disponible sur : <https://www.lemangeur-ocha.com/content/uploads/2012/02/CAHIER-12-partie-4-chap-19-une-histoire-prolonge.pdf> [Consulté le 11 octobre 2023]

KEMPPAINEN, R. J. (2018). Introduction to Hormonal Disorders of Dogs - Dog Owners. *Merck Veterinary Manual* [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.merckvetmanual.com/dog-owners/hormonal-disorders-of-dogs/introduction-to-hormonal-disorders-of-dogs> [Consulté le 18 avril 2024].

KILUNGA, P. I., SIVALINGAM, P., LAFFITE, A., GRANDJEAN, D., MULAJI, C. K., DE ALENCASTRO, L. F., MPIANA, P. T. et POTÉ, J. (2017). Accumulation of toxic metals and organic micro-pollutants in sediments from tropical urban rivers, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 179, pp. 37-48. Disponible sur : <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28363093/> [Consulté le 22 septembre 2023]

KINKELIN, E., 2005. Bilan de la reproduction des ours polaires en captivité dans les parcs zoologiques français [en ligne]. Doctorat vétérinaire. Université Claude Bernard-Lyon 1, 216 pages. Disponible à l'adresse : http://www2.vetagro-sup.fr/bib/fondoc/th_sout/dl.php?file=2005lyon113.pdf [Consulté le 10 octobre 2023].

KIRKEGAARD, M., SONNE, C., LEIFSSON, P. S., DIETZ, R., BORN, E. W., MUIR, D. C. G. et LETCHER, R. J. (2005). Histology of selected immunological organs in polar bear (*Ursus maritimus*) from East Greenland in relation to concentrations of organohalogen contaminants [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 341 (1), pp. 119-132. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969704006709> [Consulté le 4 novembre 2023]

KRAUTTER, M. et SEIDL, E. (2002). Les polluants persistants-Une menace pour la vie alpine [en ligne]. Greenpeace Allemagne. Disponible à l'adresse : https://www.greenpeace.ch/static/planet4-switzerland-stateless/2019/05/4dc37651-4dc37651-2002_toxiques_rapport_popalpes.pdf [Consulté le 27 septembre 2023].

KREY, A., KWAN, M. et CHAN, H. M. (2014). In vivo and in vitro changes in neurochemical parameters related to mercury concentrations from specific brain regions of polar bears (*Ursus maritimus*) [en ligne]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 33 (11), pp. 2463-2471. Disponible sur : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.2685> [Consulté le 27 novembre 2023]

KRIEGER, L. K., SZEITZ, A. et BANDIERA, S. M. (2016). Evaluation of hepatic biotransformation of polybrominated diphenyl ethers in the polar bear (*Ursus maritimus*) [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 146, pp. 555-564. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515304513> [Consulté le 18 octobre 2023]

KUCKLICK, J. R., STRUNTZ, W. D. J., BECKER, P. R., YORK, G. W., O'HARA, T. M. et BOHONOWYCH, J. E. (2002). Persistent organochlorine pollutants in ringed seals and polar bears collected from northern Alaska [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 287 (1), pp. 45-59. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969701009974> [Consulté le 28 septembre 2023]

KUMAR, S., KAUSHIK, G., DAR, M. A., NIMESH, S., LÓPEZ-CHUKEN, U. J. et VILLARREAL-CHIU, J. F. (2018). Microbial Degradation of Organophosphate Pesticides: A Review [en ligne]. *Pedosphere*, Vol. 28 (2), pp. 190-208. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1002016018600177> [Consulté le 29 novembre 2023]

LEI, Y. D. et WANIA, F. (2004). Is rain or snow a more efficient scavenger of organic chemicals? [en ligne]. *Atmospheric Environment*, Vol. 38 (22), pp. 3557-3571. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231004003243> [Consulté le 27 septembre 2023]

LEIGHTON, G. R. M., BISHOP, J. M., CAMARERO, P. R., MATEO, R., O'RIAIN, M. J. et SERIEYS, L. E. K. (2022). Poisoned chalice: Use of transformed landscapes associated with increased persistent organic pollutant concentrations and potential immune effects for an adaptable carnivore [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 822. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722006738> [Consulté le 4 octobre 2023]

LELIVRESCOLAIRE.FR (2016). Les campagnes faiblement peuplées dans le monde | Lelivrescolaire.fr. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.lelivrescolaire.fr/page/16858781> [Consulté le 18 avril 2024].

LI, Q., LU, Y., WANG, P., WANG, T., ZHANG, Y., SURIYANARAYANAN, S., LIANG, R., BANINLA, Y. et KHAN, K. (2018). Distribution, source, and risk of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban and rural soils around the Yellow and Bohai Seas, China [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 239, pp. 233-241. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117346225> [Consulté le 26 septembre 2023]

LILLE-LANGØY, R., GOLDSTONE, J. V., RUSTEN, M., MILNES, M. R., MALE, R., STEGEMAN, J. J., BLUMBERG, B. et GOKSØYR, A. (2015). Environmental contaminants activate human and polar bear (*Ursus maritimus*) pregnane X receptors (PXR, NR1I2) differently [en ligne]. *Toxicology and Applied Pharmacology*, Vol. 284 (1), pp. 54-64. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041008X15000460> [Consulté le 27 novembre 2023]

LIPPOLD, A., BOURGEON, S., AARS, J., ANDERSEN, M., POLDER, A., LYCHE, J. L., BYTINGSVIK, J., JENSSEN, B. M., DEROCHER, A. E., WELKER, J. M. et ROUTTI, H. (2019). Temporal Trends of Persistent Organic Pollutants in Barents Sea Polar Bears (*Ursus maritimus*) in Relation to Changes in Feeding Habits and Body Condition [en ligne]. *Environmental Science & Technology*, Vol. 53 (2), pp. 984-995. Disponible sur : <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30548071/> [Consulté le 30 novembre 2023]

LOOS, R., GAWLIK, B. M., LOCORO, G., RIMAVICIUTE, E., CONTINI, S. et BIDOGLIO, G. (2009). EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 157 (2), pp. 561-568. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108004545> [Consulté le 27 septembre 2023]

MALARVANNAN, G., POMA, G. et COVACI, A. (2020). Interspecies comparison of the residue levels and profiles of persistent organic pollutants in terrestrial top predators [en ligne]. *Environmental Research*, Vol. 183, pp. 109-187. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935120300797> [Consulté le 2 octobre 2023]

MANZ, M., WENZEL, K. -D., DIETZE, U. et SCHÜÜRMAN, G. (2001). Persistent organic pollutants in agricultural soils of central Germany [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 277 (1), pp. 187-198. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969700008779> [Consulté le 26 septembre 2023]

MARION, R. (1999). Sur les traces de l'ours polaire. Nanouk communication.

MASON, R. P. et SHEU, G.-R. (2002). Role of the ocean in the global mercury cycle [en ligne]. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16 (4), 14 p. Disponible sur : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2001GB001440> [Consulté le 25 septembre 2023].

MASON, R. P. (2009). Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle. In : PIRRONE, Nicola (éd.), Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models [en ligne]. Boston, MA : Springer US. pp. 173-191. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_7 [Consulté le 25 septembre 2023].

MCKINNEY, M. A., CHÉTELAT, J., BURKE, S. M., ELLIOTT, K. H., FERNIE, K. J., HOUDE, M., KAHILAINEN, K. K., LETCHER, R. J., MORRIS, A. D., MUIR, D. C. G., ROUTTI, H. et YURKOWSKI, D. J. (2022). Climate change and mercury in the Arctic: Biotic interactions [en ligne]. Science of The Total Environment, Vol. 834. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722023142> [Consulté le 29 novembre 2023]

MCKINNEY, M. A., LETCHER, R. J., AARS, J., BORN, E. W., BRANIGAN, M., DIETZ, R., EVANS, T. J., GABRIELSEN, G. W., MUIR, D. C. G., PEACOCK, E. et SONNE, C. (2011). Regional Contamination versus Regional Dietary Differences: Understanding Geographic Variation in Brominated and Chlorinated Contaminant Levels in Polar Bears [en ligne]. Environmental Science & Technology, Vol. 45 (3), pp. 896-902. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/es102781b> [Consulté le 11 octobre 2023]

MCKINNEY, M. A., STIRLING, I., LUNN, N. J., PEACOCK, E. et LETCHER, R. J. (2010). The role of diet on long-term concentration and pattern trends of brominated and chlorinated contaminants in western Hudson Bay polar bears, 1991–2007 [en ligne]. Science of The Total Environment, Vol. 408 (24), pp. 6210-6222. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710008946> [Consulté le 11 octobre 2023]

MINING.COM (2023). The top 50 biggest mining companies in the world. MINING.COM [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.mining.com/top-50-biggest-mining-companies/> [Consulté le 18 avril 2024].

MINISTERE DE LA SANTE ET DE LA PREVENTION (2023). Perturbateurs endocriniens. Disponible à l'adresse : <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/risques-microbiologiques-physiques-et-chimiques/article/perturbateurs-endocriniens> [Consulté le 21 septembre 2023]

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES (2023). Les polluants organiques persistants (POP). Ministères Écologie Énergie Territoires [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.ecologie.gouv.fr/polluants-organiques-persistants-pop> [Consulté le 21 septembre 2023].

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES (2018). La réglementation REACH. Ministères Écologie Énergie Territoires [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.ecologie.gouv.fr/reglementation-reach> [Consulté le 21 septembre 2023].

MINISTERE ECOLOGIE ENERGIE TERRITOIRE (2021) Tout comprendre sur la 2e stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.youtube.com/watch?v=IG45grivBs> [Consulté le 21 septembre 2023].

MOUTOU, F. et JOZPH-ENRIQUEZ, B. (1991). Les animaux sauvages, sentinelles de la pollution du milieu naturel [en ligne]. Revue Scientifique et Technique de l'OIE, Vol. 10 (3), pp. 681-692. Disponible sur : <https://doc.oie.int/dyn/portal/index.xhtml?page=alo&aloid=25314> [Consulté le 2 octobre 2023]

MWANAMOKI, P. M., DEVARAJAN, N., THEVENON, F., BIRANE, N., DE ALENCASTRO, L. F., GRANDJEAN, D., MPIANA, P. T., PRABAKAR, K., MUBEDI, J. I., KABELLE, C. G., WILDI, W. et POTÉ, J. (2014). Trace metals and persistent organic pollutants in sediments from river-reservoir systems in Democratic Republic of Congo (DRC): Spatial distribution and potential ecotoxicological effects [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 111, pp. 485-492. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653514005931?via%3Dihub> [Consulté le 22 septembre 2023]

NÚÑEZ-ROCHA, T. et MARTÍNEZ-ZARZOSO, I. (2019). Are international environmental policies effective? The case of the Rotterdam and the Stockholm Conventions [en ligne]. *Economic Modelling*, Vol. 81, pp. 480-502. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264999317316139> [Consulté le 1 décembre 2023]

ONU (2013). About us | Minamata Convention on Mercury. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://minamataconvention.org/en/about> [Consulté le 21 septembre 2023].

ONU (2019). Overview. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://chm.pops.int/TheConvention/Overview/tabid/3351/Default.aspx> [Consulté le 21 septembre 2023]

OSKAM, I. C., ROPSTAD, E., DAHL, E., LIE, E., DEROCHE, A. E., WIIG, Ø., LARSEN, S., WIGER, R. et SKAARE, J. U. (2003). Organochlorines Affect the Major Androgenic Hormone, Testosterone, in Male Polar Bears (*Ursus Maritimus*) at Svalbard [en ligne]. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, Vol. 66 (22), pp. 2119-2139. Disponible sur : <https://doi.org/10.1080/15287390390211342> [Consulté le 19 octobre 2023]

PARENT, L. (2009)a. Perturbateurs endocriniens / Le mercure. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://spip.telug.ca/pe/spip.php?article41> [Consulté le 22 septembre 2023].

PARENT, L. (2009)b. Perturbateurs endocriniens / Les ignifuges bromés (PBDE). [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://spip.telug.ca/pe/spip.php?article40> [Consulté le 22 septembre 2023].

PAVLOVA, V., GRIMM, V., DIETZ, R., SONNE, C., VORKAMP, K., RIGÉT, F. F., LETCHER, R. J., GUSTAVSON, K., DESFORGES, J. et NABE-NIELSEN, J. (2016). Modeling Population-Level Consequences of Polychlorinated Biphenyl Exposure in East Greenland Polar Bears [en ligne]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 70 (1), pp. 143-154. Disponible sur : <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0203-2> [Consulté le 27 novembre 2023]

PAVLOVA, V., NABE-NIELSEN, J., DIETZ, R., SONNE, C. et GRIMM, V. (2016). Allee effect in polar bears: a potential consequence of polychlorinated biphenyl contamination [en ligne]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Vol. 283 (1843). Disponible sur : <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rspb.2016.1883> [Consulté le 27 novembre 2023]

PIRRONE, N., CINNIRELLA, S., FENG, X., FINKELMAN, R. B., FRIEDLI, H. R., LEANER, J., MASON, R., MUKHERJEE, A. B., STRACHER, G., STREETS, D. G. et TELMER, K. (2009). Global Mercury Emissions to the Atmosphere from Natural and Anthropogenic Sources. In : MASON, R., *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models* [en ligne]. Boston, MA : Springer US. pp. 1-47. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_1 [Consulté le 25 septembre 2023]

RAMADE, F. (2007). *Introduction à l'écotoxicologie : Fondements et applications*. Paris : Lavoisier. 651p.

RANTANEN, M., KARPECHKO, A. Y., LIPPONEN, A., NORDLING, K., HYVÄRINEN, O., RUOSTEENOJA, K., VIHMA, T. et LAAKSONEN, A. (2022). The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979 [en ligne]. *Communications Earth & Environment*, Vol. 3 (1), pp. 1-10. Disponible sur : <https://www.nature.com/articles/s43247-022-00498-3> [Consulté le 1 décembre 2023]

REIJNDERS, P. J. H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters [en ligne]. *Nature*, Vol. 324 (6096), pp. 456-457. Disponible sur : <https://www.nature.com/articles/324456a0> [Consulté le 4 octobre 2023]

REN, X., ZENG, G., TANG, L., WANG, J., WAN, J., LIU, Y., YU, J., YI, H., YE, S. et DENG, R. (2018). Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 610-611, pp. 1154-1163. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717320867> [Consulté le 1 décembre 2023]

RIGÉT, F., BIGNERT, A., BRAUNE, B., DAM, M., DIETZ, R., EVANS, M., GREEN, N., GUNNLAUGSDÓTTIR, H., HOYDAL, K. S., KUCKLICK, J., LETCHER, R., MUIR, D., SCHUUR, S., SONNE, C., STERN, G., TOMY, G., VORKAMP, K. et WILSON, S. (2019). Temporal trends of persistent organic pollutants in Arctic marine and freshwater biota [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 649, pp. 99-110. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718332406> [Consulté le 5 décembre 2023]

RISSATO, S. R., GALHIANE, M. S., XIMENES, V. F., DE ANDRADE, R. M. B., TALAMONI, J. L. B., LIBÂNIO, M., DE ALMEIDA, M. V., APON, B. M. et CAVALARI, A. A. (2006). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 65 (11), pp. 1949-1958. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506008721> [Consulté le 26 septembre 2023]

ROBISON, H. L., SCHWARTZ, C. C., PETTY, J. D. et BRUSSARD, P. F. (2006). Assessment of pesticide residues in army cutworm moths (*Euxoa auxiliaris*) from the Greater Yellowstone Ecosystem and their potential consequences to foraging grizzly bears (*Ursus arctos horribilis*) [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 64 (10), pp. 1704-1712. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653506000440> [Consulté le 2 octobre 2023]

ROUTTI, H., ATWOOD, T. C., BECHSHOFT, T., BOLTUNOV, A., CIESIELSKI, T. M., DESFORGES, J., DIETZ, R., GABRIELSEN, G. W., JENSSEN, B. M., LETCHER, R. J., MCKINNEY, M. A., MORRIS, A. D., RIGÉT, F. F., SONNE, C., STYRISHAVE, B. et TARTU, S. (2019). State of knowledge on current exposure, fate and potential health effects of contaminants in polar bears from the circumpolar Arctic [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 664, pp. 1063-1083. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719305091> [Consulté le 19 octobre 2023]

ROUTTI, H., LILLE-LANGØY, R., BERG, M. K., FINK, T., HARJU, M., KRISTIANSEN, K., ROSTKOWSKI, P., RUSTEN, M., SYLTE, I., ØYGARDEN, L. et GOKSØYR, A. (2016). Environmental Chemicals Modulate Polar Bear (*Ursus maritimus*) Peroxisome Proliferator-Activated Receptor Gamma (PPARG) and Adipogenesis in Vitro [en ligne]. *Environmental Science & Technology*, Vol. 50 (19), pp. 10708-10720. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03020> [Consulté le 27 novembre 2023]

RYU, B., WONG, K. T., CHOONG, C. E., KIM, J., KIM, H., KIM, S., JEON, B., YOON, Y., SNYDER, S. A. et JANG, M. (2021). Degradation synergism between sonolysis and photocatalysis for organic pollutants with different hydrophobicity: A perspective of mechanism and application for high mineralization efficiency [en ligne]. *Journal of Hazardous Materials*, Vol.416. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421007512> [Consulté le 6 décembre 2023]

SANTÉ CANADA (2012). ARCHIVÉE - Environnement et Changement climatique Canada - Évaluation des substances existantes - Rapport sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du décabromodiphényléther (décaBDE) sur la santé humaine. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=92D49BA9-1#a1> [Consulté le 5 avril 2024]

SCHECTER, A., COLACINO, J., HAFFNER, D., PATEL, K., OPEL, M., PAPKE O. et BIRNBAUM, L. (2010). Perfluorinated Compounds, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticide Contamination in Composite Food Samples from Dallas, Texas, USA [en ligne]. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 118 (6), pp. 796-802. Disponible sur : <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/full/10.1289/ehp.0901347> [Consulté le 26 septembre 2023]

SCHROEDER, W., OLIVA, P., GIGLIO, L. et CSISZAR, I. A. (2014). The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment [en ligne]. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 143, pp. 85-96. Disponible sur : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425713004483> [Consulté le 25 septembre 2023]

SCIENCE, CLIMAT ET ÉNERGIE (2023). Structure de l'atmosphère | Science, climat et énergie. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.science-climat-energie.be/structure/> [Consulté le 18 avril 2024].

SKAARE, J. U., MARKUSSEN, N. H., NORHEIM, G., HAUGEN, S. et HOLT, G. (1990). Levels of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, mercury, cadmium, copper, selenium, arsenic, and zinc in the harbour seal, *Phoca vitulina*, in Norwegian waters [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 66 (4), pp. 309-324. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0269749190901486> [Consulté le 11 octobre 2023]

SONNE, C. (2010). Health effects from long-range transported contaminants in Arctic top predators: An integrated review based on studies of polar bears and relevant model species. *Environment International*, Vol. 36 (5), pp. 461-491. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412010000358> [Consulté le 27 novembre 2023]

SONNE, C., IBURG, T., LEIFSSON, P. S., BORN, E. W., LETCHER, R. J. et DIETZ, R. (2011). Thyroid gland lesions in organohalogen contaminated East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*) [en ligne]. *Toxicological & Environmental Chemistry*, Vol. 93 (4), pp. 789-805. Disponible sur : <https://doi.org/10.1080/02772248.2011.558669> [Consulté le 27 novembre 2023]

SOUZA-KASPRZYK, J., KOZAK, L. et NIEDZIELSKI, P. (2024). Impacts of anthropogenic activities and glacial processes on the distribution of chemical elements in Billefjord, Svalbard, Arctic [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 909. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723071620> [Consulté le 30 novembre 2023]

TARTU, S., BLÉVIN, P., BUSTAMANTE, P., ANGELIER, F., BECH, C., BUSTNES, J. O., CHIERICI, M., FRANSSON, A., GABRIELSEN, G. W., GOUTTE, A., MOE, B., SAUSER, C., SIRE, J., BARBRAUD, C. et CHASTEL, O. (2022). A U-Turn for Mercury Concentrations over 20 Years: How Do Environmental Conditions Affect Exposure in Arctic Seabirds? [en ligne]. *Environmental Science & Technology*, Vol. 56 (4), pp. 2443-2454. Disponible sur : <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07633> [Consulté le 30 novembre 2023]

TARTU, S., BOURGEON, S., AARS, J., ANDERSEN, M., POLDER, A., THIEMANN, G. W., WELKER, J. M. et ROUTTI, H. (2017). Sea ice-associated decline in body condition leads to increased concentrations of lipophilic pollutants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard, Norway [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 576, pp. 409-419. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716323221> [Consulté le 18 octobre 2023]

TARTU, S., LILLE-LANGØY, R., STØRSETH, T. R., BOURGEON, S., BRUNSVIK, A., AARS, J., GOKSØYR, A., JENSSEN, B. M., POLDER, A., THIEMANN, G. W., TORGET, V. et ROUTTI, H. (2017). Multiple-stressor effects in an apex predator: combined influence of pollutants and sea ice decline on lipid metabolism in polar bears [en ligne]. *Scientific Reports*, Vol. 7 (1). Disponible sur : <https://www.nature.com/articles/s41598-017-16820-5> [Consulté le 27 novembre 2023]

THE US GEOLOGICAL SURVEY (2010). USGS.gov | Science for a changing world. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.usgs.gov/> [Consulté le 18 avril 2024].

TIEDJE, J. M. (2014). PPT - PRINCIPLES AND PROSPECTS FOR BIOREMEDIATION OF PCBs IN SOILS AND SEDIMENTS [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.slideserve.com/arien/principles-and-prospects-for-bioremediation-of-pcbs-in-soils-and-sediments-james-m-tiedje> [Consulté le 18 avril 2024].

VAN AS, M., SMIT, N. J., WOLMARANS, N. J. et WEPENER, V. (2022). First record of organochlorine pesticides in blood of wild and captive African leopards, *Panthera pardus pardus* (Linnaeus, 1758) [en ligne]. *Frontiers in Environmental Science*, Vol. 10. Disponible à l'adresse : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.938453> [Consulté le 2 octobre 2023].

VAN STRAALLEN, N. M., JANSSENS, T. K. S. et ROELOFS, D. (2011). Micro-evolution of toxicant tolerance: from single genes to the genome's tangled bank [en ligne]. *Ecotoxicology*, Vol. 20 (3), pp. 574-579. Disponible sur : <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0631-3> [Consulté le 28 novembre 2023]

VERREAULT, J., MUIR, D. C. G., NORSTROM, R. J., STIRLING, I., FISK, A. T., GABRIELSEN, G. W., DEROCHER, A. E., EVANS, T. J., DIETZ, R., SONNE, C., SANDALA, G. M., GEBBINK, W., RIGET, F. F., BORN, E. W., TAYLOR, M. K., NAGY, J. et LETCHER, R. J. (2005). Chlorinated hydrocarbon contaminants and metabolites in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996–2002 [en ligne]. *Science of The Total Environment*, Vol. 351-352, pp. 369-390. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969705004298> [Consulté le 18 octobre 2023]

WAN, M. L. Y., CO, V. A. et EL-NEZAMI, H. (2022). Endocrine disrupting chemicals and breast cancer: a systematic review of epidemiological studies [en ligne]. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, Vol. 62 (24), pp. 6549-6576. Disponible sur : <https://doi.org/10.1080/10408398.2021.1903382> [Consulté le 10 octobre 2023]

WANG, R., CHENG, H., GONG, Y. et HUANG, T. (2023). New brominated flame retardant decabromodiphenyl ethane (DBDPE) in water sediments: A review of contamination characteristics, exposure pathways, ecotoxicological effects and health risks [en ligne]. *Environmental Pollution*, Vol. 334. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749123011235> [Consulté le 29 novembre 2023]

WWW FRANCE (2023). L'ours polaire, une espèce prioritaire | WWF France. [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://www.wwf.fr/especes-prioritaires/ours-polaire> [Consulté le 10 octobre 2023]

ZHU, C., LI, Y., WANG, P., CHEN, Z., REN, D., SSEBUGERE, P., ZHANG, Q. et JIANG, G. (2015). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in environmental samples from Ny-Ålesund and London Island, Svalbard, the Arctic [en ligne]. *Chemosphere*, Vol. 126, pp. 40-46. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515000831> [Consulté le 21 septembre 2023]

ZOELLER, R. T., BROWN, T. R., DOAN, L. L., GORE, A. C., SKAKKEBAEK, N. E., SOTO, A. M., WOODRUFF, T. J. et VOM SAAL, F. S. (2012). Endocrine-Disrupting Chemicals and Public Health Protection: A Statement of Principles from The Endocrine Society [en ligne]. *Endocrinology*, Vol. 153 (9), pp. 4097-4110. Disponible sur : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3423612/> [Consulté le 10 octobre 2023]

ZUO, W., LIN, Q., LIU, X., LV, L., ZHANG, C., WU, S., CHENG, X., YU, Y. et TANG, T. (2023). Spatio-temporal distribution of organochlorine pesticides in agricultural soils of southeast China during 2014-2019 [en ligne]. *Environmental Research*, Vol. 232. Disponible sur : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935123010782> [Consulté le 26 septembre 2023]

EFFETS DES PERTURBATEURS ENDOCRINIENS SUR LA FAUNE SAUVAGE

Auteur

SPANGENBERGER Philippine

Résumé

Les perturbateurs endocriniens sont un enjeu majeur de la santé publique. Mais si on retrouve de nombreuses réglementations et limites acceptables quant aux concentrations de ces substances dans les produits destinés à la consommation humaine, il n'y a que très peu d'objectivation de l'exposition de la faune sauvage à ces produits et donc de mesures de protection mises en place.

Cette thèse recense les effets des perturbateurs endocriniens sur la faune sauvage, en s'appuyant sur l'exemple de l'ours polaire et de substances définies auxquelles il est confronté.

Une première partie permet de définir les perturbateurs endocriniens, ainsi que d'expliquer leur mode d'action et leur exposition. Elle permet également de présenter divers exemples de substances étudiées par la suite.

Une deuxième partie explique l'origine des perturbateurs endocriniens, leur transport autour de la planète, leur localisation préférentielle dans le monde ainsi que le passage dans la biosphère.

Une troisième partie s'intéresse aux effets que ces substances ont sur les individus et les communautés dans leur ensemble, en s'appuyant sur l'exemple de l'ours polaire.

Enfin, une dernière partie permet d'étudier les différents évolutions de ces effets en fonction des décisions politiques et des avancées scientifiques. L'influence du réchauffement climatique y est également expliquée.

Mots-clés

Ours polaire, PCB, Pesticides, Bioaccumulation

Jury

Président du jury : **Professeur BERNY Philippe**
1er assesseur : **Professeur PROUILLAC Caroline**
2ème assesseur : **Professeur CALLAIT-CARDINAL Marie-Pierre**