



Outils d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols et apport en évaluation des risques pour les écosystèmes.

Annette De Vaufleury, Matthieu Bravin, Ismert Muriel, Cécile Grand

► To cite this version:

Annette De Vaufleury, Matthieu Bravin, Ismert Muriel, Cécile Grand. Outils d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols et apport en évaluation des risques pour les écosystèmes.. Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres liés à des terrains contaminés ?, Sep 2011, Paris, France. <hal-00670341>

HAL Id: hal-00670341

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00670341>

Submitted on 15 Feb 2012

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.



Séminaire

Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres liés à des terrains contaminés ?

Mardi 27 et Mercredi 28 septembre 2011
PARIS

Actes du séminaire





P R O G R A M M E

Mardi 27 septembre 2011

9h30 – 10h00	Accueil des participants
10h00 – 10h20	Allocution de bienvenue - Objectifs du séminaire <i>Cécile Grand (ADEME)</i>
10h20 – 10h40	Restitution des questionnaires <i>Muriel Ismert (URS) & Géraldine Amblard (DREAL Bourgogne)</i>
10h40 – 11h00	<i>Pause café</i>
11h00 – 11h25	Intérêts de préserver les écosystèmes terrestres <i>Cécile Villenave (Elisol Environnement) et Cécile Grand (ADEME)</i>
11h25 – 11h45	Qu'appelle-t-on éRé ? <i>Audrey Hayet (ILIS – Univ. Lille)</i>
11h45 – 12h15	Présentation des ateliers - Organisation du séminaire <i>Muriel Ismert (URS)</i>
12h15 – 13h45	<i>Déjeuner</i>
13h45 – 15h45	Atelier n°1 et Atelier n°2 en parallèle – 2 groupes par atelier <u>Atelier n°1</u> : La biodiversité / les indicateurs écologiques comme outils d'évaluation des impacts environnementaux liés à des terrains contaminés <i>Audrey Hayet et Annabelle Deram (ILIS – Univ. Lille), Nuria Ruiz (IRD), Cécile Villenave (Elisol Environnement)</i> <u>Atelier n°2</u> : Outils d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols et apport en éRé <i>Annette Devaufleury (UMR Chrono Environnement Besançon), Gaëlle Triffault Bouchet (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec), Laure Lemal (CIRAD)</i>
15h45 – 16h00	<i>Pause</i>
16h00 – 18h00	Atelier n°1 et Atelier n°2 en parallèle – 2 groupes par atelier
20 h	<i>Dîner</i>

Mercredi 28 septembre 2011

9h30 – 10h00	Accueil des participants
10h00 – 10h45	Atelier n°3 : Apports des outils de modélisation dans l'éRé <i>Clémentine Fritsch (UMR Chrono Environnement Besançon)</i>
10h45 – 11h15	<i>Pause café</i>
11h15 – 12h00	Atelier n°3 : Apports des outils de modélisation dans l'éRé <i>Agnès Renoux (Sanexen)</i>
12h00 – 13h30	<i>Déjeuner</i>
13h30 – 15h00	Atelier n°3 – 2 groupes de travail en parallèle
15h00 – 15h30	<i>Pause café</i>
15h30 – 16h30	Restitution des ateliers
16h30 – 17h30	Discussion générale et clôture

**Séminaire éRé ADEME - URS
27 et 28 septembre 2011**

Listes des participants

NOM Prénom	Société	Email
ANDRES Sandrine	INERIS	sandrine.andres@ineris.fr
BASSERES Anne	TOTAL	anne.basseres@total.com
BONZOM Jean-Marc	IRSN	jean-marc.bonzom@irsn.fr
BOULOS Johanna	EDF	johanna.boulos@edf.fr
BROCHIER Violaine	VEOLIA	violaine.brochier@veolia.com
BUCKMAN Franck	AIRELE	franck.buckman@airele.com
CHARTON-BISSETA Julie	EDF	julie.charton@edf.fr
CHENON Pascale	RITTIMO Agroenvironnement	pascale.chenon@rittmo.com
COUFFIGNAL Bénédicte	RECORD	benedicte.couffignal@record-net.org
COUTELLOT Fanny	Fondation INNOVASOL	f.coutelot@innovasol.org
DELALANDE Claire	ADEME	claire.delalande@ademe.fr
DUBOURG Valérie	DREAL LIMOUSIN	valerie.dubourg@developpement-
FEVRIER Laureline	IRSN	laureline.fevrier@irsn.fr
FILIOR François	CETE Nord Picardie	francois.filior@developpement-
FOURNIER Julien	ENVIRON	jfournier@environcorp.com
GUELLIER Camille	ADEME	camille.guellier@ademe.fr
HAMON Mickäel	SNCF	mickael.hamon@sncf.fr
LASCOURREGES Jean-François	APESA	jeanfrancois.lascourreges@apesa.fr
MORI Michel	VEOLIA	michel.mori@veolia.com
PERRODIN Yves	ENTPE - UMR LEHNA	yves.perrodin@entpe.fr
PUCHEUX Nicolas	INERIS	nicolas.pucheux@ineris.fr
ROUSSEL Hélène	ADEME	helene.rousseau@ademe.fr
SERRE Jeanne	VEOLIA	jeanne.serre@veolia.com
SIMON-CORNU Marie	IRSN	marie.simon-cornu@irsn.fr
TERKI Fatiha	LMCU - Euralliance	fterki@lillemetropole.fr
TRAVERSE Sylvie	BURGEAP	s.traverse@burgeap.fr

Listes des intervenants

DE VAUFLEURY Annette	Université de Besançon	annette.devaufleury@univ-fmte.fr
DERAM Annabelle	Université de Lille Nord de France	annabelle.deram@univ-lille2.fr
FRITSCH Clémentine	Université de Franche-Comté	clementine.fritsch@univ-fcomte.fr
GRAND Cécile	ADEME	cecile.grand@ademe.fr
ISMERT Muriel	URS-France	muriel_ismert@urscorp.com
HAYET Audrey	Université de Lille	audrey.hayet@univ-lille2.fr
LEMAL Laure	Cirad	laure.lemal@cirad.fr
RENOUX Agnès	Sanexen	arenoux@sanexen.com
RUIZ Nuria	IRD	nuria.ruiz@ird.fr
VILLENAVE Cécile	IRD / ELISOL Environnement	cecile.villenave@ird.fr

Allocation de bienvenue

A l'origine de ce séminaire, il y a tout d'abord le **Réseau éRé (évaluation des Risques pour les écosystèmes)**, créée en 2006 par Yves Perrodin de l'ENTPE et Pascal Pandard de l'Ineris avec le soutien de l'Ademe. Dans un premier temps il s'agissait de faire le point sur un certain nombre de définitions, de concepts, de méthodes et d'outils existants dans le domaine de l'évaluation des risques. Les membres de ce réseau sont constitués de représentants des Services de l'Etat, des institutionnels, des bureaux d'études et des industriels.

Ce Réseau, après avoir échangé pendant quelques années sur les démarches d'évaluation des risques écologiques, les concepts et les outils, a pris conscience que beaucoup d'éléments sont à disposition mais très peu connus des professionnels du domaine des sites contaminés et a souhaité faire partager ses connaissances et ses réflexions.

Ensuite, il y a la volonté de la part de l'Ademe de faire le bilan de 10 années de recherche dans le domaine de l'évaluation des risques pour les écosystèmes afin de faire connaître de façon plus pragmatique et à un plus large public les avancées scientifiques et technologiques. Il est temps aujourd'hui d'initier un transfert de connaissances vers les Services de l'Etat, les bureaux d'études et les gestionnaires de sites contaminés.

Avant de bâtir le contenu de ce séminaire, nous avons lancé au début de l'année 2011 un questionnaire destiné aux utilisateurs potentiels des outils (DREAL, bureaux d'études et gestionnaires) afin d'apprécier leurs points de vue, leurs retours d'expérience en évaluation des risques pour les écosystèmes, ainsi que leur connaissance sur les outils pouvant être utilisés. C'est Muriel Ismert d'URS France qui a la lourde tâche de commencer les présentations par une analyse des résultats de ces questionnaires. Elle vous expliquera en détail comment ces résultats ont permis de bâtir les ateliers et de sélectionner les présentations qui auront lieu en séance plénière ce matin.

Enfin, la réalisation de ce séminaire a conduit à rédiger des synthèses sur plusieurs sujets, à exposer des outils, à proposer des démonstrations. Recueillir votre avis nous permettra de faire évoluer tous les documents produits, ceci avant de lancer une dernière étape qui est de communiquer vers un public francophone et anglophone des documents permettant de faire connaître des outils mis à disposition : il s'agit d'élaborer des fiches de communication qui devront vulgariser les connaissances que nous avons aujourd'hui dans le domaine de l'utilisation de ces outils : nous pouvons imaginer qu'elles répondront aux questions du type « comment prendre en compte la biodiversité sur un site contaminé ? » « Comment utiliser les bioindicateurs ? » « Qu'est ce que la biodisponibilité ? » « Comment évaluer les transferts dans les chaînes trophiques sur un site contaminé ? » etc

L'objectif de ce séminaire est bien de mettre en adéquation les outils développés récemment par les organismes de recherche avec les attentes des utilisateurs. Si vous avez suivi le fil conducteur de ce séminaire, vous avez deviné le mot qui raisonnera lors de ces deux journées ... c'est le mot « dialogue »... la réalisation des ateliers devrait permettre de favoriser les échanges et les discussions ... votre avis nous intéresse ...

Cécile Grand
Chef de projets Sites et sols Pollués
Ademe



Séminaire

Quels outils pour améliorer l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres ?

Mardi 27 et Mercredi 28 septembre 2011
PARIS

Introduction



POURQUOI PRESERVER LES ECOSYSTEMES TERRESTRES ?

1. LA BIODIVERSITE : CONTEXTES INTERNATIONAL ET NATIONAL

1.1 Contexte international sur la biodiversité

L'intérêt pour les sols et leur biodiversité a pris réellement naissance au niveau européen en 2002, avec une communication sur la protection des sols et la publication d'un document mentionnant pour la première fois la diminution de la biodiversité des sols.

➤ Il est alors question d'un projet de Directive Cadre pour la protection des sols

Des groupes de travail ont été mis en place par la Commission Européenne suite à cette publication, dont l'un d'eux s'intéressait à la matière organique et a inclus la biodiversité des sols parmi ses problématiques. Ce groupe de travail a défini la biodiversité des sols comme dépendant de leur diversité structurale et fonctionnelle, et rappelait les rôles portés par les organismes du sol.

Dans cette Directive Cadre il est fait mention **des pressions** qui menacent le sol (érosion, diminution de la matière organique, **contamination des sols**, **diminution de la biodiversité des sols**, imperméabilisation des sols, tassement du sol, etc.).

A l'heure actuelle, on préfère communiquer sur la biodiversité utile pour l'homme et les services qu'elle rend à l'homme. Ainsi, dans la **Convention sur la Diversité Biologique** (CDB, *Convention on Biological Diversity*, CBD, UNED, 1992 ; www.cdb.int), le message concernant l'intérêt de préserver les écosystèmes terrestres est moins alarmiste, plus constructif. Alors que la Directive Cadre sur les sols est aujourd'hui un document non évolutif qui n'a pas fait l'objet d'un consensus à l'échelle européenne, la biodiversité des sols est un sujet qui fait partie intégrante de la stratégie européenne pour la Biodiversité.

Les objectifs du plan stratégique de la CDB d'octobre 2010 ont été adoptés par le Conseil de l'UE. Ces objectifs sont d'« enrayer la perte de la biodiversité et la dégradation des services écosystémiques dans l'UE d'ici à 2020 et assurer leur rétablissement autant que faire se peut, tout en renforçant la contribution de l'UE dans la prévention de la perte de la biodiversité ».

Le **lien entre la biodiversité et les services écosystémiques** était quant à lui déjà affirmé, à Rio, en 1992, comme une des principales justifications de l'intérêt porté à la biodiversité : « *la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique revêtent la plus haute importance pour la satisfaction des besoins alimentaires, sanitaires et autres de la population de la planète* » (préambule de la CDB, UNED, 1992 ; www.cdb.int).

1.2 Contexte national sur la biodiversité

Au niveau national, le Grenelle de l'Environnement en 2007 puis la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) en 2011 montrent la volonté des pouvoirs politiques à mieux prendre en compte la préservation de la biodiversité dans de nombreux secteurs d'activité : réaménagement urbain, infrastructures de transport, agriculture, production d'énergie,

La Nouvelle Stratégie Nationale pour la Biodiversité, pour la période 2011-2020, a été officiellement lancée le 19 mai 2011 par N. Kosciusko-Morizet. En parallèle aux actions déjà initiées dans le cadre du Grenelle de l'Environnement, l'Etat s'engage pour la période 2011-2013 à mener des actions complémentaires dont :

- a. la restauration des milieux naturels et des continuités écologiques (la restauration des milieux dégradés tant par les pollutions, les espèces exotiques que les activités de l'homme)
- b. l'intégration de la biodiversité dans les politiques sectorielles
- c. l'amélioration des connaissances en matière de biodiversité et innovation
- d. l'usage des sols et action foncière
- e. les redevances, la fiscalité et le financement
- f. la gouvernance, le suivi et les moyens de mise en œuvre

Ainsi, la SNB 2011-2020 vise à mettre en œuvre des actions de valorisation et de préservation de la biodiversité non seulement par l'Etat mais aussi par les collectivités locales et les différents acteurs de la société civile.

Dans le cadre de la **politique nationale de gestion des sites et sols pollués**, la gestion des ressources et des milieux naturels passe avant tout par un respect des contraintes et des dispositions réglementaires mises en place dans le cadre des directives « Habitats » et « Oiseaux ». Ainsi, les actions qui doivent être mises en œuvre sur les terrains contaminés répondent aux mêmes objectifs que ceux qui sont définis dans la SNB.

La SNB a défini 5 orientations stratégiques à partir desquelles, elle a établi des objectifs spécifiques.

Parmi ces objectifs, on peut noter :

➤ **Objectif 6 : préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement**

Il s'agit de **préserver et de restaurer** les écosystèmes et leur fonctionnalité afin de **préserver leur capacité à fournir des services**. Aussi, la **préservation des écosystèmes terrestres et marins et la restauration de ceux qui sont pollués, fragmentés ou perturbés** doivent être une priorité. Il faut également **développer et promouvoir l'ingénierie écologique** qui utilise, en les respectant, des fonctions des écosystèmes.

➤ **Objectif 11 : maîtriser les pressions sur la biodiversité**

Il s'agit de **lutter contre les espèces exotiques, envahissantes et contre les substances toxiques et toutes les formes de pollution**.

Par ailleurs, la SNB reconnaît aujourd'hui 43 services écosystémiques rendus par la biodiversité identifiée dans le patrimoine naturel. En effet, la biodiversité est le support direct ou indirect d'un très grand nombre d'activités humaines et de bénéfiques dont nous tirons parti. En 2005, le MEA (**Millenium Ecosystem Assessment**) a proposé une classification voisine, qui fait l'objet d'un relatif consensus :

- les « **services d’auto-entretien** », non directement utilisés par l’homme mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage des nutriments, production primaire),
- les « **services d’approvisionnement** » (ou de prélèvement), qui conduisent à des biens appropriables (aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies, produits biochimiques et pharmaceutiques),
- les « **services de régulation** » c’est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l’homme des phénomènes comme le climat, l’occurrence et l’ampleur des maladies, les différents aspects du cycle de l’eau (crues, étiages, qualité physico-chimique, érosion), la qualité de l’air, la qualité du sol, la pollinisation.
- les « **services culturels** », à savoir l’utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles.

Au regard, d’une part, de ce contexte volontaire de la part des pouvoirs publics sur l’intérêt et la nécessité de préserver la biodiversité et d’autre part, de l’intérêt d’évaluer les services écosystémiques correspondants, la préservation des écosystèmes terrestres semble incontournable.

2. BIODIVERSITE ET FONCTIONS DU SOL

La biodiversité du sol (microbienne, végétale et animale) joue un rôle fondamental dans le maintien de deux grandes fonctions d’un sol :

- **la fonction d’habitat** : capacité du sol/des matériaux du sol à servir d’habitat aux micro-organismes, aux végétaux, aux animaux vivant dans le sol et leurs interactions (biocénose) ;
- **la fonction de rétention** : capacité du sol, *via* les écosystèmes, à stocker et à recycler la matière organique et inorganique.

Par voie de conséquence, la biodiversité du sol joue un rôle fondamental dans le maintien de certains services écosystémiques.

Cela signifie que la lutte contre la perte de la biodiversité des sols doit être mise en œuvre en lien avec les deux grandes fonctions du sol afin d’améliorer les services rendus par les écosystèmes terrestres.

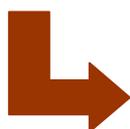
Ainsi, les deux grandes fonctions du sol qu'il est nécessaire de préserver sont :

La fonction Habitat



se réfère au rôle de l'écosystème dans le maintien d'une diversité biologique et génétique. La fonction du sol qui est concernée est à la fois une fonction de « refuge pour maintenir une biodiversité » et une fonction de « nurserie pour les espèces animales et végétales ». Pour mesurer ces fonctions, la mise en œuvre d'inventaires écologiques ou de bioindicateurs de qualité des sols pourrait s'avérer utile (*cf. atelier 1*), notamment en s'appuyant sur les connaissances de leurs rôles écologiques. La préservation des habitats est nécessaire pour maintenir la diversité et le fonctionnement des chaînes trophiques (*cf. atelier 3*) : cela nécessite de bien connaître ces réseaux trophiques, qui impliquent de nombreux groupes taxonomiques, qui sont caractérisés par diverses voies et sources d'exposition (*cf. atelier 2*).

La fonction Rétention



reflète notamment la capacité des sols/des matériaux du sol à adsorber les contaminants de sorte qu'ils ne puissent pas être entraînés par le mouvement de l'eau, ni transférés dans les chaînes alimentaires terrestres. Les services d'autoentretien d'un sol (par ex. « filtration et épuration de l'eau ») et d'approvisionnement en dépendent. Pour évaluer le bon fonctionnement de ces services, la mise en œuvre d'outils d'évaluation de la flore et de la faune du sol peut être pertinente, ces organismes intervenant non seulement dans le fonctionnement des sols (dégradation de la matière organique, production à divers niveaux trophiques, *cf. atelier 1*) mais également comme constituant des maillons de nombreuses chaînes alimentaires (*cf. atelier 3*). D'autres outils peuvent également être utilisés pour estimer les processus de biodisponibilité des polluants métalliques par exemple (*cf. atelier 2*).

Ainsi une meilleure connaissance de ces fonctions du sol permettra de renseigner sur les services écosystémiques.

Afin de mieux faire connaître les avancées scientifiques et techniques dans le domaine de la mesure des fonctions d'un sol, l'Ademe a organisé ce séminaire dans l'objectif de promouvoir le transfert des connaissances, des outils et des méthodes qui ont été développés à travers plusieurs programmes de recherche. Pour ce faire et afin de mettre en adéquation les outils et les méthodes développés avec les attentes des utilisateurs potentiels (Services de l'Etat, Agences publiques, gestionnaires de sites pollués, industriels, bureaux d'études, etc.), nous vous proposons de discuter sur 3 thèmes présentés durant les ateliers suivants :

Atelier 1

La biodiversité et des indicateurs écologiques comme outils d'évaluation des impacts environnementaux sur les terrains contaminés.

Actuellement des outils législatifs et techniques existent ou sont en cours de développement. Une présentation non exhaustive de ces outils est proposée dans cet atelier mais du point de vue des utilisateurs. L'objectif est de savoir si ces outils sont connus, accessibles et s'ils peuvent répondre aux questions environnementales actuelles.

Atelier 2

Outils de mesure de la biodisponibilité (dont bioaccumulation)

La biodisponibilité des contaminants correspond à la part des contaminants du milieu disponible pour les organismes. La prise en compte de la fraction biodisponible des polluants peut modifier considérablement les effets observés ou observables sur les écosystèmes exposés. Un travail européen sur les outils pouvant être disponibles pour mesurer cette biodisponibilité a conduit à l'élaboration d'une norme (ISO 17 402). Une présentation non exhaustive de ces outils est proposée dans cet atelier avec un retour d'expériences de la prise en compte de ce phénomène dans les transferts des contaminants dans les chaînes trophiques.

Atelier 3

Apports des outils de modélisation

De nombreux modèles peuvent être utilisés dans le cadre de l'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE) par exemple pour prédire les concentrations dans l'environnement (transfert sols-aquifères, dispersion, dépôts atmosphériques, etc.), l'exposition des organismes aux polluants présents dans l'environnement ou encore les effets des polluants sur les organismes. Cet atelier permet de montrer l'intérêt et parfois même la nécessité d'utiliser la modélisation dans l'évaluation de l'exposition et la caractérisation du risque.

Des documents de synthèse ont été élaborés pour chacun de ces thèmes et seront discutés au sein des ateliers afin de vous présenter les outils et les méthodes disponibles et de partager sur les sujets suivants : comment utiliser les bioindicateurs, comment prendre en compte la biodiversité sur un site pollué, comment mesurer la biodisponibilité des polluants, comment modéliser les transferts dans les chaînes trophiques terrestres, etc.

A l'issue de ces ateliers, des documents de communication seront élaborés afin de promouvoir l'utilisation de ces nouveaux outils.



Présentation des ateliers
–
Organisation du séminaire

**Quels outils pour
l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes
terrestres liés à des terrains contaminés**

27-28 septembre 2011

Dr. Muriel Ismert – Responsable Équipe Santé-Environnement



Pourquoi ce séminaire ?



Pourquoi ce séminaire ?

3



- **Nécessité de préserver le fonctionnement de notre écosystème terrestre**



- **Peu d'études sont menées sur les écosystèmes terrestres vs les écosystèmes aquatiques**



Méconnaissance des outils d'évaluation de la qualité



Méconnaissance des outils de modélisation



- **Importance des notions de biodisponibilité et de bioaccumulation**



Peu prises en compte



Les outils mis en œuvre dans l'éRé

4



- **Inventaire écologique**



identifier les habitats et les récepteurs écologiques pertinents



- **Tests de biodisponibilité / mesures de la bioaccumulation**



évaluer les doses d'exposition plus justement – s'affranchir de données non spécifiques provenant de la littérature



- **Modélisation**



évaluer les transferts dans la chaîne trophique



Les travaux de recherche soutenus par l'Ademe⁵

L'Ademe finance des projets de recherche sur la thématique depuis environ 10 ans



- **Thèses :**

- Audrey Hayet : Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'éRé (26 janvier 2010)
- Clémentine Fritsch : Utilisation intégrée de bioindicateurs pour la surveillance des sols et des écosystèmes terrestres (3 mai 2010)

- **Programme bioindicateurs : 2004 - 2012**

- **Implication à l'ISO : normes biodisponibilité – méthode d'évaluation de risques pour les écosystèmes**



Transfert des résultats de la recherche aux futurs utilisateurs

1. Séminaire
2. Diffusion de documents de vulgarisation



Les ateliers



Les ateliers

7



Atelier n°1
La biodiversité / les indicateurs écologiques
comme outils d'évaluation des impacts
environnementaux liés aux terrains contaminés

Animateurs

- Audrey Hayet et Annabelle Deran – Institut Lilloise d'Ingénierie de la Santé, Univ. Lille
- Nuria Ruiz – Institut de Recherche et Développement
- Cécile Villenave – Elisol Environnement



Les ateliers

8



Atelier n°1
La biodiversité / les indicateurs écologiques
comme outils d'évaluation des impacts
environnementaux liés aux terrains contaminés

- Existence d'outils législatifs (Natura 2000, ZICO, ...)
- Existence d'outils techniques
- Développement d'indicateurs écologiques



Présentation non exhaustive de ces outils
du point de vue des utilisateurs



Les ateliers

9



Atelier n°2

Outils d'évaluation de la biodisponibilité dans le cadre de terrains contaminés – Apport dans l'ÉRÉ

Animateurs

- Annette de Vaufleury – UMR Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté
- Laure Leman – CIRAD
- Gaëlle Triffaut Bouchet – Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec



Les ateliers

10



Atelier n°2

Outils d'évaluation de la biodisponibilité dans le cadre de terrains contaminés – Apport dans l'ÉRÉ

- Définition des terminologies : disponibilité, biodisponibilité, bioaccumulation
- Présentation d'un travail européen -> ISO 17 402
- Présentation de deux outils d'évaluation de la biodisponibilité dans le cadre de terrains contaminés



Présentation de l'apport de la prise en compte de la biodisponibilité dans l'ÉRÉ



Les ateliers

11



Atelier n°3 Apports des outils de modélisation dans l'ÉRÉ

Animateurs

- Clémentine Fritsch - UMR Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté
- Agnès Renoux – Sanexen, Québec



Les ateliers

12



Atelier n°3 Apports des outils de modélisation dans l'ÉRÉ

- **BERISP-DSS** : évaluation spatiale des risques => étudier différentes options de gestion
- **Terrasys** : évaluation des risques pour les écosystèmes pour une chaîne trophique plus ou moins complexe



Présentation de deux outils de modélisation qui répondent à des questions différentes





Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres liés à des terrains contaminés ?

Restitution des questionnaires

27 – 28 septembre 2011

Géraldine Amblard – DREAL Bourgogne
Responsable de la Cellule Qualité des Eaux

Muriel Ismert – URS France
Responsable Équipe Santé-Environnement

URS



Objectifs des questionnaires

URS





Objectifs du questionnaire

3



- Apprécier l'intérêt porté aux évaluations des risques pour les écosystèmes (éRé)



- Identifier les facteurs déclencheurs d'une éRé



- Evaluer le niveau de connaissance en termes de méthodes, d'outils pour évaluer les risques sur les écosystèmes

- Identifier les besoins en termes de méthodes, d'outils et de transfert des connaissances



200 questionnaires envoyés en amont (20 questions) :



- 58 réponses pour les DREAL (43 %)
- 28 réponses pour les Gestionnaires (50 %)
- 18 réponses pour les BE (56 %)

URS



Questions générales

URS

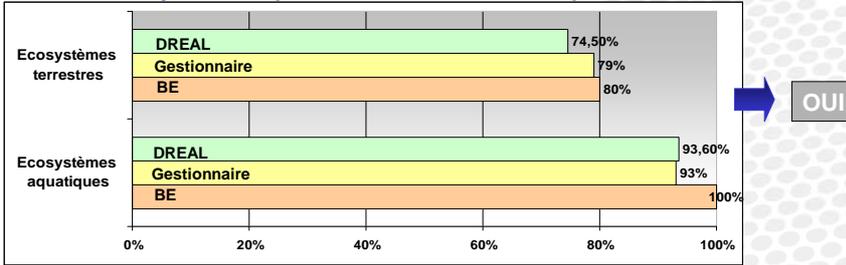




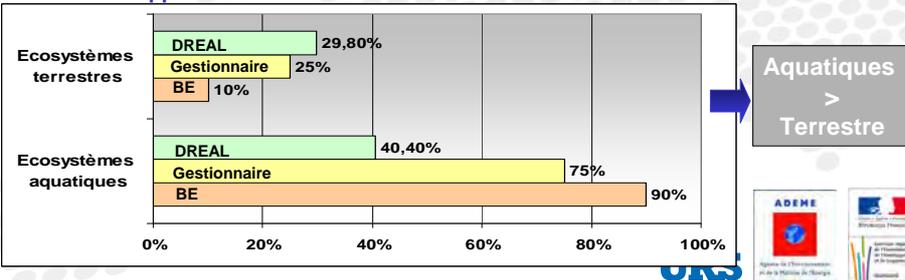
Questions générales

5

- Avez-vous déjà entendu parler d'outils de suivi de la qualité des milieux ?



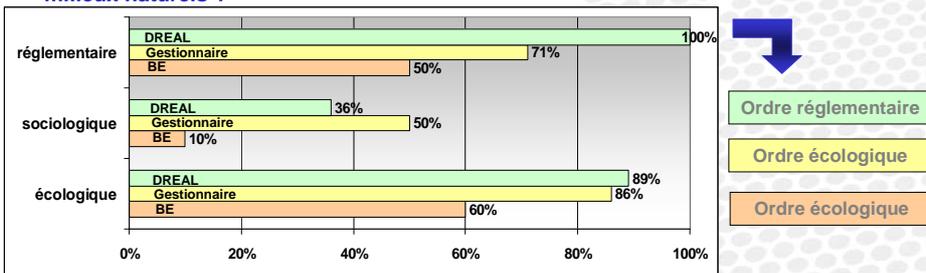
- Si vous avez eu recours à des outils de suivi de la qualité des milieux, précisez le domaine d'application



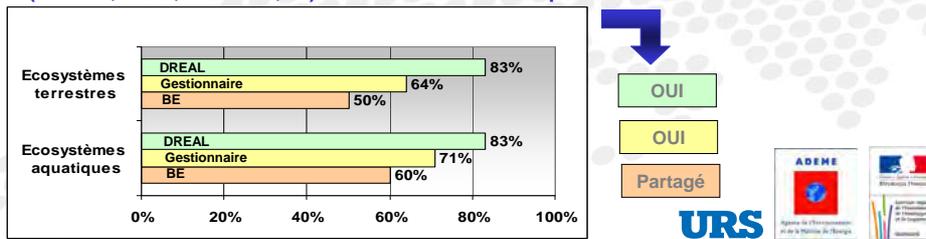
Questions générales

6

- Quels sont les facteurs déclencheurs d'une étude approfondie sur la qualité des milieux naturels ?



- Les mesures retenues pour la protection des ressources et des milieux sur un site (ZNIEFF, ZICO, NATURA, ...) sont-elles suffisantes pour être des facteurs déclencheurs ?



URS



Questions générales

7

- Quels sont les situations / enjeux environnementaux qui vous inciteraient à proposer une étude approfondie d'impact sur les milieux comme une évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé) ?

	BE	Gestionnaire	DREAL
Améliorer la gestion des risques sanitaires et environnementaux liés à un changement d'usage du site	100%	93%	77%
Compléter une étude d'impact jugée insuffisante	90%	100%	83%
Constat d'impact d'une pollution ponctuelle dans des secteurs à enjeux environnementaux forts	70%	100%	85%
Constat de dégradation des milieux avec problème d'identification des causes	70%	86%	89%
Améliorer les connaissances sur la biodiversité dans des secteurs soumis à des pressions environnementales	50%	79%	81%
Améliorer les connaissances sur la qualité écologique des milieux naturels (eau superficielle, sol, sédiment, ...)	50%	79%	72%

URS



Questions générales

8

- Comment classeriez-vous par ordre de priorité ce qu'il est nécessaire de protéger ?

	BE	Gestionnaire	DREAL
Le fonctionnement global de l'écosystème étudié	1	1	1
Un habitat	2	2	2
La biodiversité d'un groupe biologique (microbienne, faune du sol, ...)	3	4	2
Une ou plusieurs fonction(s) de l'espèce à protéger (ex : ingénieur du sol, pollinisateur, ...)	4	3	3
Uniquement les espèces (faune, flore) qui ont une valeur patrimoniale, écologique ou esthétique ?	5	5	4



Fonctionnement de l'écosystème

URS





Questions sur les outils

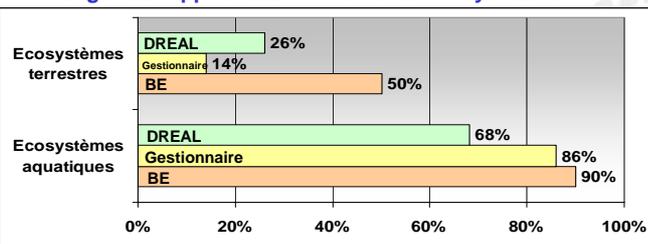
URS



Questions sur les outils

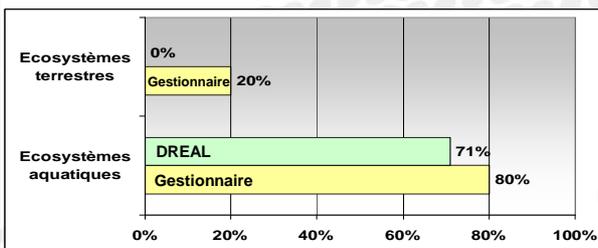
10

- Connaissez-vous des outils biologiques pouvant être utilisés dans le cadre d'un diagnostic approfondi de l'état d'un écosystème?



Ecosystème aquatique

- Dans le cadre de vos missions utilisez-vous des outils de suivi biologique ?



Ecosystème aquatique

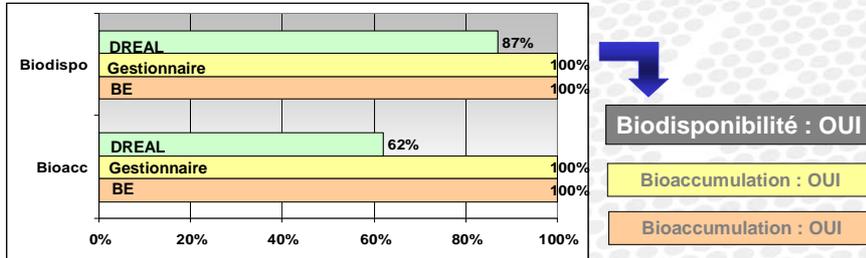
IBGN, IBD, Indice poissons, Perturbateur endocrinien, Bioessais, Biomarqueur



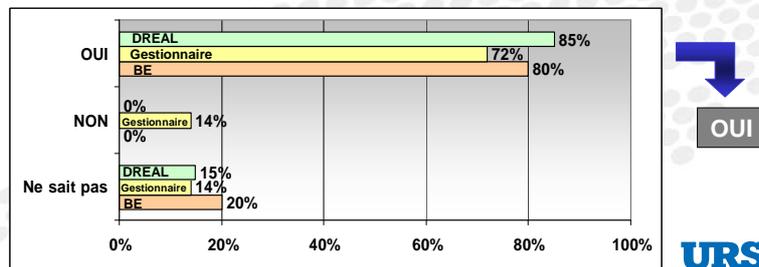
Questions biodisponibilité/bioaccumulation

11

- Connaissez-vous les notions de biodisponibilité et bioaccumulation ?



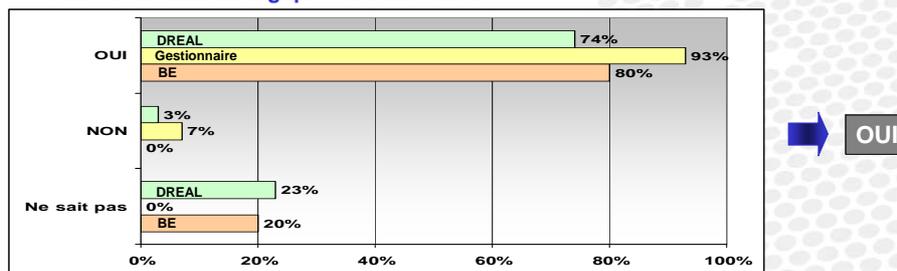
- Pensez-vous que la mesure de la concentration en polluants dans les espèces cibles soit utile ?



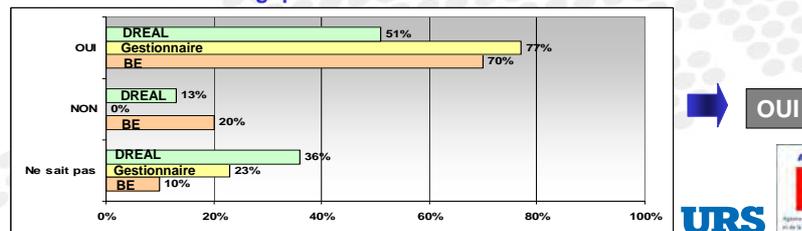
Questions biodisponibilité/bioaccumulation

12

- Pensez-vous que la notion de bioaccumulation est une notion importante dans le cadre d'un suivi biologique ou d'une éRé ?



- Pensez-vous que la notion de biodisponibilité est une notion importante dans le cadre d'un suivi biologique ou d'une éRé ?

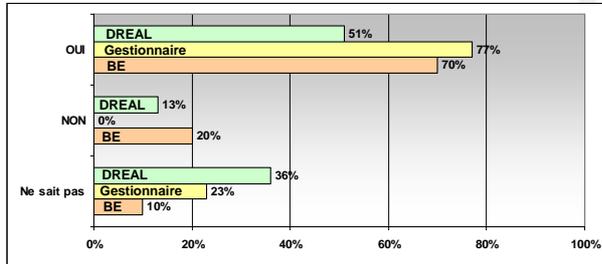




Questions biodisponibilité/bioaccumulation

13

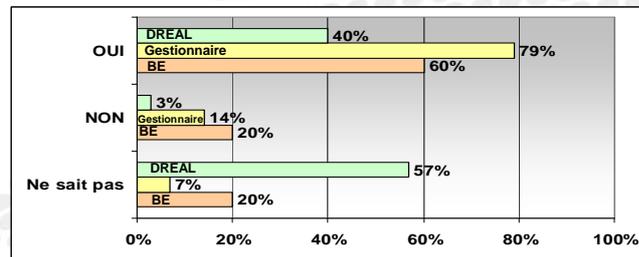
- Préconiserez-vous une ou des mesures de bioaccumulation ?



AVIS PARTAGE

OUI
OUI

- Préconiserez-vous une ou des mesures de biodisponibilité ?



NON

OUI
OUI

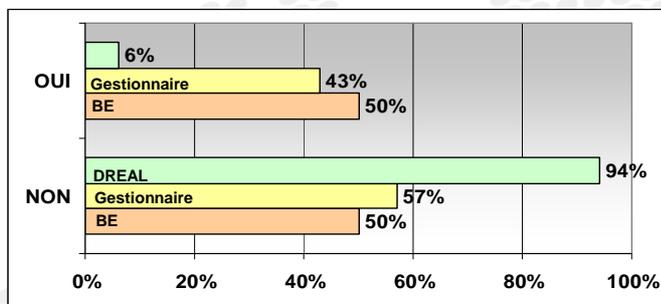
URS



Méthodes d'éré / Logiciels de modélisation des éRé

14

- Connaissez-vous l'une de ces méthodes d'éré : US-EPA, Québec, australienne, anglaise
- Pensez-vous qu'il serait intéressant de créer une méthodologie française ?
- Connaissez-vous des logiciels de modélisation des écosystèmes utilisés pour mener une éRé



NON

AVIS PARTAGE
AVIS PARTAGE

URS





 **Synthèse** 16

- **Sensibilité pour protéger le fonctionnement de l'écosystème**
- **Recours à des outils biologiques dans le cadre d'ÉRé principalement pour les écosystèmes aquatiques**
 - ↳ **Méconnaissances des outils pour les écosystèmes terrestres**
- **Importances des notions de biodisponibilité et de bioaccumulation**
 - ↳ **Préconisation principalement de la mesure de la bioaccumulation**
- **Connaissance de logiciels de modélisation destinés à l'ÉRé : NON pour les DREAL et 50/50 pour les BE et Gestionnaires**







INTERETS DE PRESERVER LES ECOSYSTEMES TERRESTRES

Cécile Villenave (Elisol) et Cécile Grand (Ademe)

La biodiversité : contexte national et international

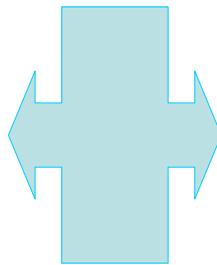
- **2002: Communication européenne sur les sols**
La commission européenne mentionne pour la première fois que la biodiversité des sols est menacée
- **2006: Stratégie thématique pour la protection des sols**
La commission européenne reconnaît la nécessité de protéger la biodiversité des sols
- **2005: Millenium Ecosystem Assessment**
Le MEA à l'échelle internationale joue un rôle crucial dans l'évaluation des coûts et des biens produits par les écosystèmes
- **2011: Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB)**
La CNB met en œuvre des actions de valorisation et de préservation de la biodiversité

Objectifs communs



Enrayer la perte de la biodiversité et la dégradation des services écosystémiques

La biodiversité des sols fait partie intégrante de la stratégie européenne pour la biodiversité



La biodiversité des sols intervient dans presque tous les services

SERVICES ECOSYSTEMIQUES

- **Service d'auto-entretien** (fonction support)
 - Recyclage nutriment
 - Formation du sol
 - Production primaire

Service d'approvisionnement

- Aliments, matériaux et fibres, bioénergie
- Stockage de l'eau
- Produits biochimiques et pharmaceutiques

Service de régulation

- Régulation du climat
- Régulation des flux dans les milieux eau, air et sol
- Purification de l'eau

Service culturel

- Esthétiques
- Récréatives
- Spirituelles

LA BIODIVERSITE DES SOLS EST IMPLIQUEE DANS PRESQUE TOUS CES SERVICES

LA STRATEGIE NATIONALE POUR LA BIODIVERSITE

L'Etat s'engage pour la période 2011-2013

- Restauration des milieux naturels dégradés et des continuités écologiques
- Amélioration des connaissances en matière de biodiversité et innovation
- Intégration de la biodiversité dans les politiques sectorielles (tous secteurs: eau, sol, climat, énergie, forêt, urbanisme, infrastructures ..)

La politique nationale de gestion des sites et sols pollués (2007) mentionne le respect des dispositions réglementaires « Directives oiseaux/habitats »

5 orientations stratégiques

– Objectif 6 : préserver et restaurer les écosystèmes et leur fonctionnement

Il s'agit de préserver et de restaurer les écosystèmes et leur fonctionnalité afin de préserver leur capacité à fournir des services. Il s'agit aussi de développer et de promouvoir l'ingénierie écologique qui utilise en les respectant des fonctions des écosystèmes : « la préservation des écosystèmes terrestres et marins et la restauration de ceux qui sont pollués, fragmentés ou perturbés doivent être une priorité ».

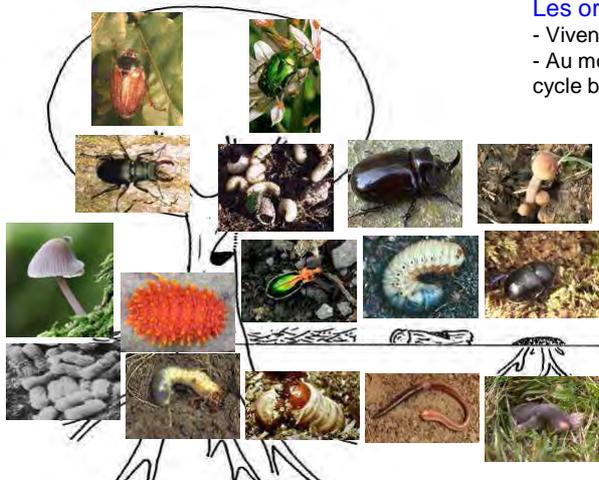
– Objectif 11 : maîtriser les pressions sur la biodiversité

Il s'agit de lutter contre les espèces exotiques, envahissantes et contre les substances toxiques et toutes les formes de pollution.

Pourquoi s'intéresse-t-on à la biodiversité des sols ?

- Les organismes du sol sont les Ingénieurs de la terre
- Les organismes du sol sont à l'origine de nombreux processus
- Les organismes du sol sont directement liés aux biens et aux services écosystémiques rendus à l'homme

Les organismes du sol



Les organismes du sol:

- Vivent dans le sol
- Au moins un stade actif de leur cycle biologique

Ils peuvent être des:

- « habitants à temps plein »
- « habitants à temps partiel »

Ils incluent des habitants:

- De la matrice du sol
- Des « annexes du sol »
 - Litière
 - Arbres creux
 - Troncs en décomposition
 - Déjections, etc

Gobat *et al.* 1998, Wolters 2001

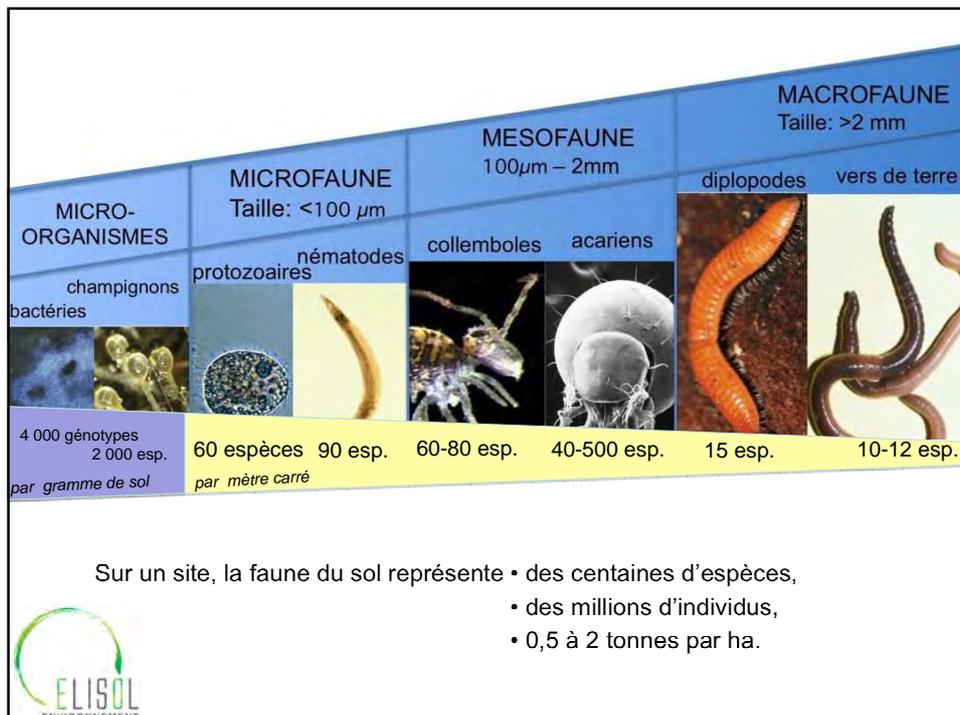
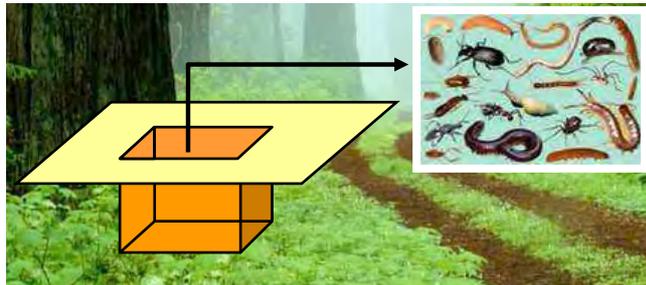
(d'après T. Decaëns)

Une extrême diversité d'invertébrés habite dans le sol

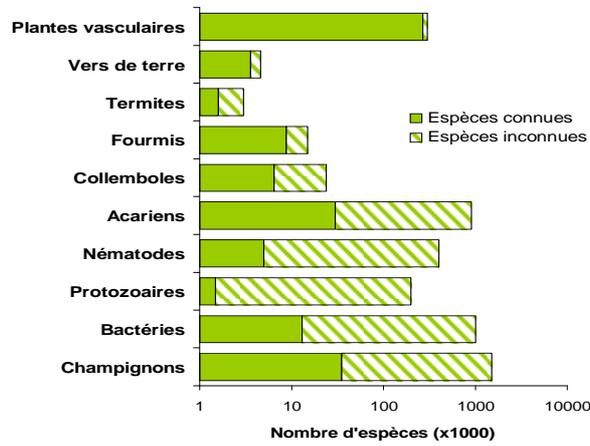


Une cuillère à café de sol de jardin peut contenir plus d'un million d'organismes repartis en plusieurs milliers d'espèces

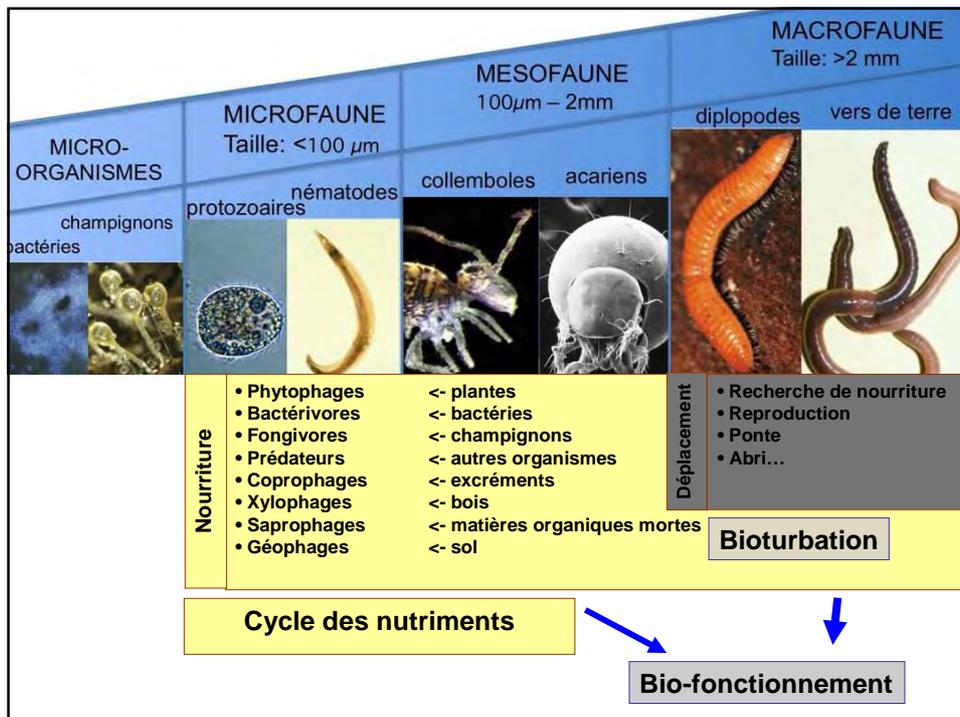
dans 1 m² ?



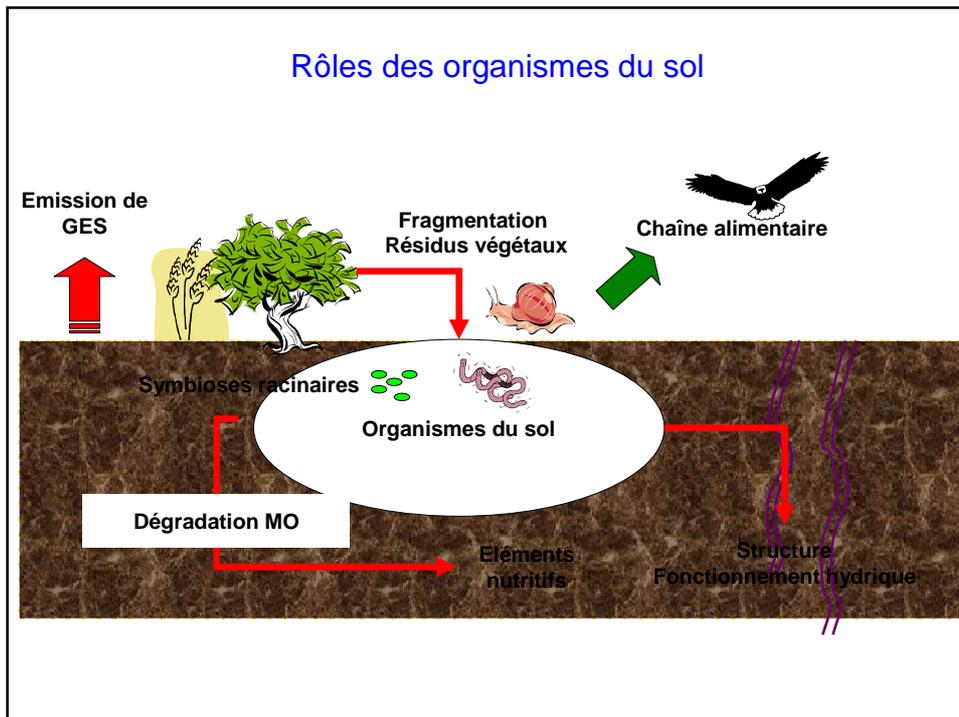
Encore de nombreuses espèces inconnues



Le sol abrite 25% des espèces actuellement décrites



Rôles des organismes du sol



Trois grands types d'acteurs dans le sol

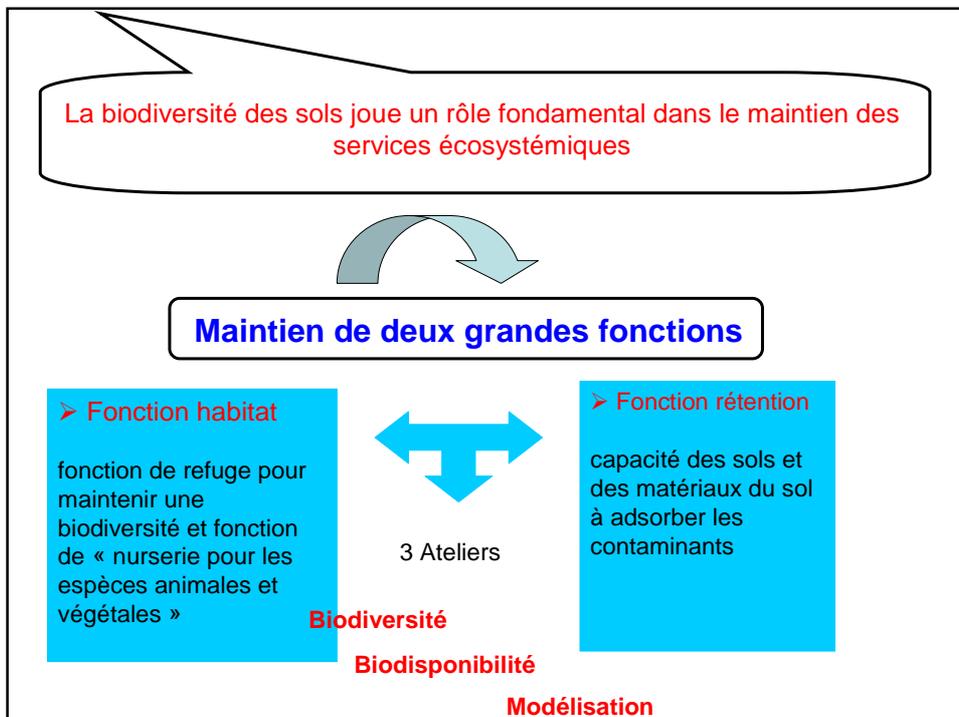
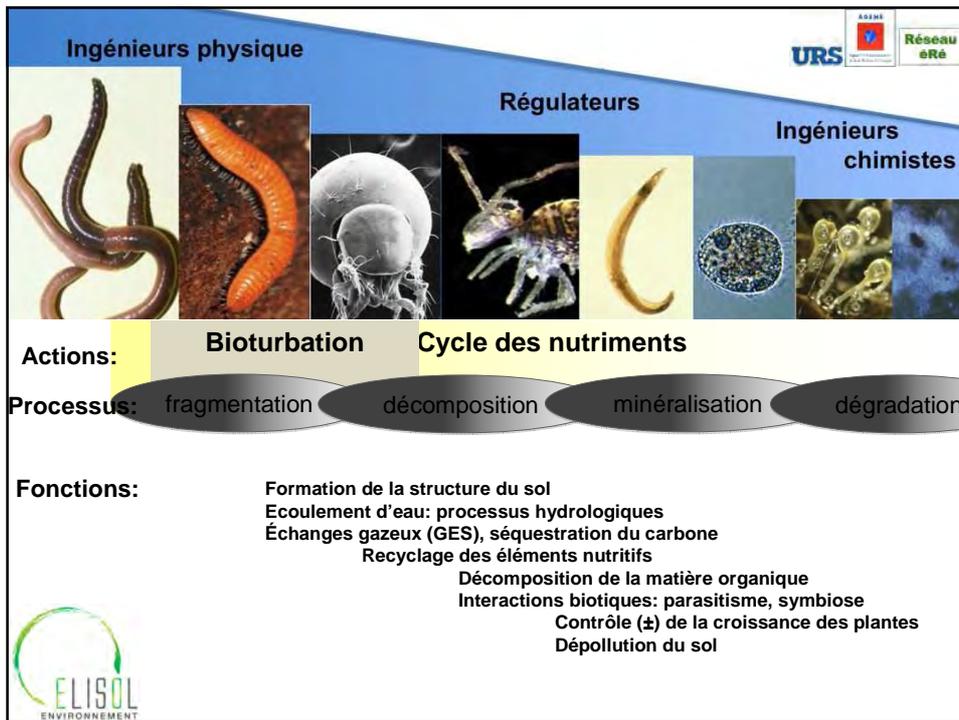
- **Ingénieurs physiques de l'écosystème**
ex: vers de terre, termites, fourmis
-> agissent sur la structure du sol



- **Les régulateurs de l'écosystème**
ex: nématodes, collemboles et acariens
-> contrôlent la dynamique des populations des micro-organismes

- **Ingénieurs chimistes de l'écosystème**
Ex: bactéries et champignons
-> assurent la dégradation de la matière organique





BIODIVERSITÉ :
DE PLUS EN PLUS D'ESPÈCES MENACÉES



Séminaire

Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes Terrestres liés à des terrains contaminés ?

Atelier n°1 La biodiversité / les indicateurs écologiques comme outils d'évaluation des impacts environnementaux liés aux terrains contaminés

Animateurs

- **Audrey Hayet et Annabelle Deran – Institut Lilloise d'Ingénierie de la Santé, Univ. Lille**
- **Nuria Ruiz – Institut de Recherche et Développement**
- **Cécile Villenave – Elisol Environnement**

Séminaire sur l'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes

SYNTHESE ATELIER N°1

**« La biodiversité et les indicateurs écologiques
comme outils d'évaluation des écosystèmes
terrestres liés à des terrains contaminés »**

Audrey Hayet et Annabelle Deram

<p>Audrey Hayet Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques BP 83 - 59006 Lille cedex</p> <p>Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS) Université de LILLE 2 42, rue Ambroise Paré 59 120 LOOS</p> <p>Téléphone 03.20.62.37.31 audrey.hayet@univ-lille2.fr</p>	<p>Annabelle Deram Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques BP 83 - 59006 Lille cedex</p> <p>Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS) Université de LILLE 2 42, rue Ambroise Paré 59 120 LOOS</p> <p>Téléphone 03.20.62.37.31 annabelle.deram@univ-lille2.fr</p>
--	--

1. INTRODUCTION

Le terme « biodiversité » fait classiquement référence à la diversité du vivant à différents niveaux d'organisation allant de l'individu (diversité intra-spécifique) à l'écosystème (diversité écosystémique). Historiquement, il a été officialisé dans une publication d'un entomologiste E.O. Wilson en 1988 (Wilson & Peter, 1988). Plus tard, en 1992, le Sommet de la Terre sera l'étape fondatrice de la reconnaissance internationale de la biodiversité (INRA, 2008) et de la nécessité de la préserver notamment en raison de l'extinction massive d'espèces qui est considérée comme l'un des principaux risques qui pèsent sur la biodiversité (Rovillé & Aufray, 2008). Selon le MEA (2005), l'érosion de la biodiversité est la conséquence de quatre grandes catégories de phénomènes qui sont (1) la destruction, la fragmentation et l'altération des habitats, ce qui inclut les pollutions de l'eau, de l'air et des sols, (2) l'introduction d'espèces invasives, (3) la surexploitation d'espèces et (4) les changements climatiques. à ce jour, la biodiversité est de plus en plus associée aux grandes préoccupations environnementales.

Comme l'illustre la figure 1, elle s'inscrit comme un élément central aux « services rendus par les écosystèmes » dans les domaines de la santé (assainissement de l'eau, régulation de maladies...), l'agriculture (pollinisation, dispersion des graines, protection des sols...), de l'alimentation (ressources génétiques, diversification alimentaire) ou encore du tourisme (valeur esthétique et récréative des espaces). La biodiversité est donc devenue un motif de préoccupation majeure, partagé par la communauté internationale, qui s'insère au cœur de projets divers allant de l'aménagement du territoire (exemple : trames verte et bleue) à l'évaluation des impacts d'activités industrielles (évaluation des risques pour les écosystèmes). Depuis 2007 en France, le Grenelle de l'Environnement et la stratégie nationale pour la biodiversité 2011/2020 traduisent la volonté des pouvoirs politiques à mieux considérer la biodiversité et la protection des écosystèmes dans son processus de prise de décisions concernant l'aménagement du territoire, les changements climatiques ou encore la gestion des risques sanitaires et environnementaux. Dans le domaine de la gestion des sites et sols pollués, la circulaire du 8 février 2007 fait mention de la nécessité de protéger la biodiversité ou les écosystèmes. Actuellement, des outils législatifs et techniques existent ou sont en cours de développement. Une présentation non exhaustive de ces outils est proposée §2. Du point de vue des gestionnaires et des évaluateurs, la question est de savoir si ces outils sont connus, accessibles et s'ils peuvent répondre aux problématiques environnementales actuelles. Dans le domaine de la recherche fondamentale et appliquée, des travaux ont été réalisés pour répondre à cet objectif et visent à faciliter ou tout du moins systématiser leur application. Dans ce cadre, des retours d'expérience ont démontré la capacité de ces outils à répondre au questionnement de gestionnaires de terrains contaminés. Les expérimentations menées sur terrains contaminés, présentées dans les fiches connexes à la présente synthèse, constituent une illustration concrète de ce propos.

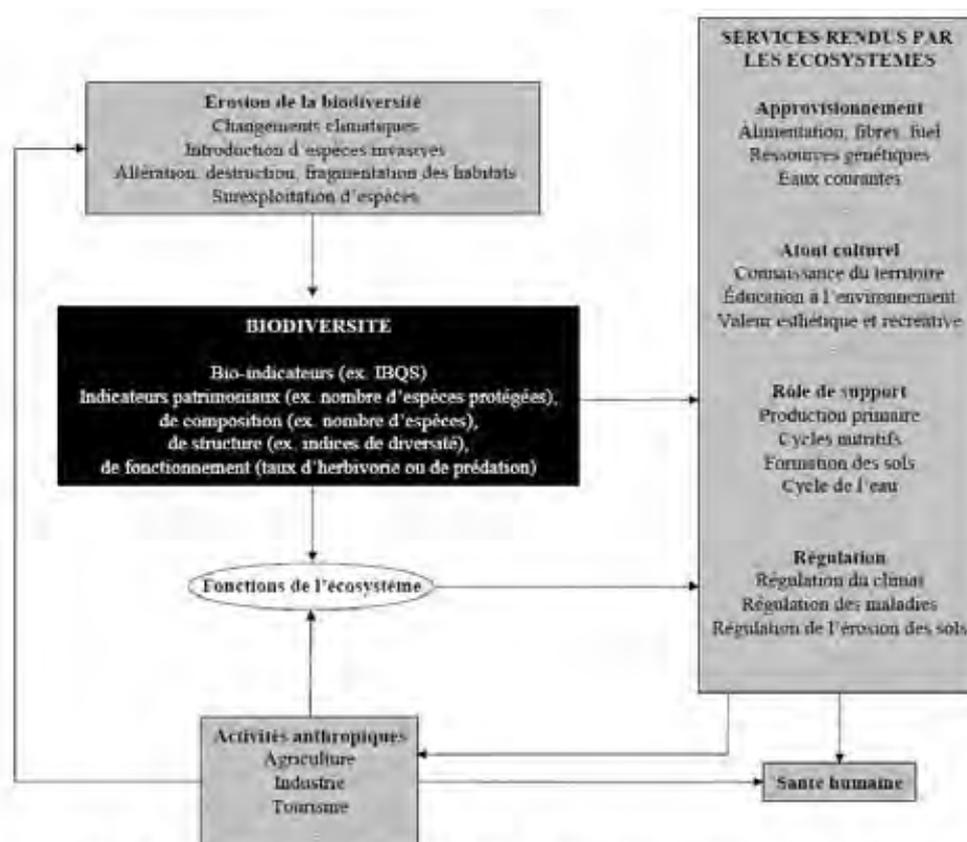


Figure 1 : La biodiversité au cœur des services rendus par les écosystèmes (adapté de MEA, 2005)

La biodiversité est un motif de préoccupation internationale MAIS la prise de conscience est récente d'où une nécessité de développer des outils opérationnels et adaptés aux problématiques environnementales actuelles.

Pour évaluer les écosystèmes terrestres, plusieurs outils ont été mis en place en France soit sous l'impulsion de la réglementation, et en particulier par l'application de la Loi de protection de la nature du 10 juillet 1976, soit par la volonté de scientifiques, associations et autres acteurs de l'environnement désireux de connaître et recenser la faune et la flore d'un territoire. À une échelle souvent locale, des ouvrages de référence ont, en effet, été créés et permettent de déterminer la faune ou la flore potentielle d'un territoire (exemple : les oiseaux de la région Nord Pas-de-Calais, Tombal & al., 1996). Lorsqu'elles sont disponibles, ces informations permettent d'apprécier la capacité d'accueil du site étudié (figure 2). Bien que pertinente, cette démarche reste toutefois limitée à quelques groupes biologiques et quelques régions. Sur le plan réglementaire, les outils disponibles à ce jour ont pour principale vocation de déterminer la valeur patrimoniale d'une espèce et/ou d'un espace (figure 2). À titre d'exemple, nous pouvons citer les Zones d'Importance Communautaire pour les Oiseaux (ZICO) et les Zones de Protection Spéciales (ZPS) désignés par la directive « oiseaux » (85/411/CEE) qui inventorient les oiseaux méritant une attention particulière, les Zones Spéciales de Conservation (ZSC) désignées par la Directive « habitats » (92/43/CEE) au sein desquels des habitats naturels ainsi que la faune et de flore sauvages doivent être préserver ou encore les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) qui désignent des territoires qui possèdent une certaine valeur écologique bien qu'elles ne possèdent pas de valeur réglementaire au sens strict.

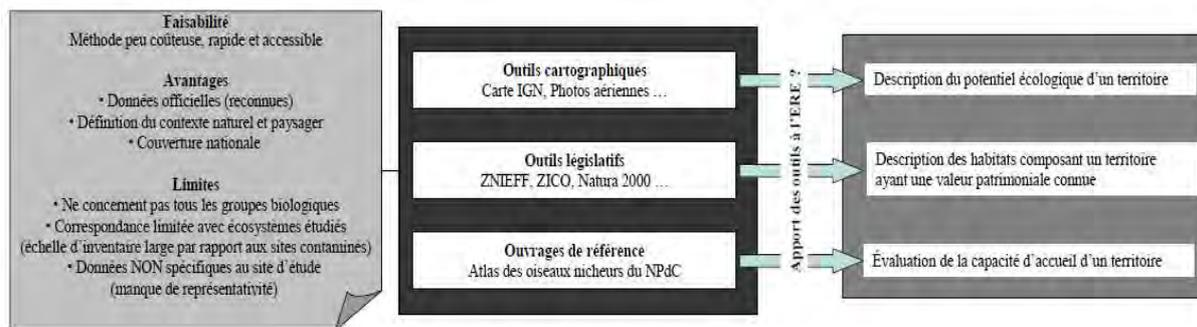


Figure 2 : Apport des outils de mesure de la biodiversité actuellement en place en France dans l'évaluation des impacts environnementaux

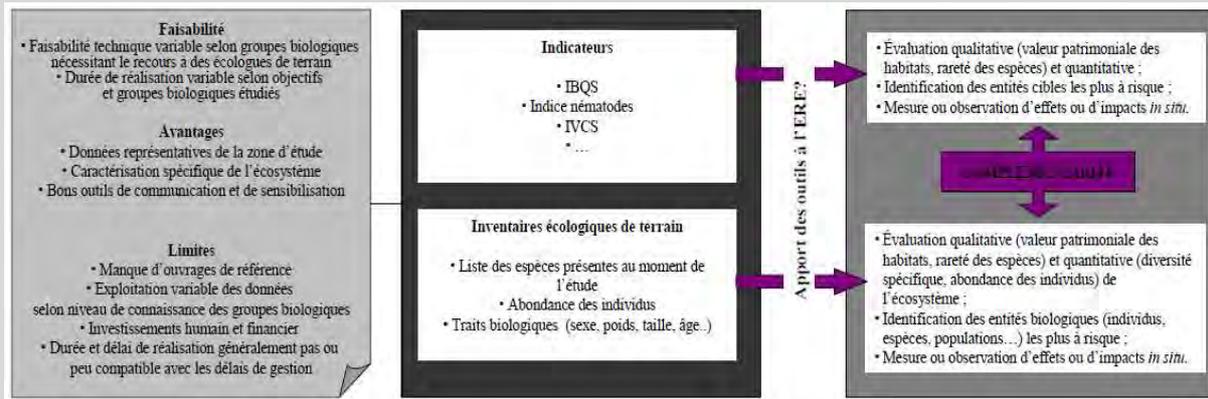
Pour les gestionnaires et évaluateurs, ce zonage permet de situer le contexte écologique et réglementaire dans lequel s'implantent leurs installations. Toutefois, la faible couverture du territoire national (ex. : sites Natura 2000 = 12,5% du territoire métropolitain, CGDD, 2010) et le fait que ces inventaires soient principalement focalisées sur des espèces protégées et/ou présentant un intérêt particulier (sensibilité régionale, ...) ne permettent pas un emploi systématique et suffisant de ce type de données. Pour palier ces limites, la réalisation d'inventaires écologiques de terrain au droit du site et la détermination d'indicateurs écologiques constituent une alternative qui présente de nombreux avantages en termes d'évaluation des impacts environnementaux de terrains contaminés (cf encadré « complémentarité des inventaires de terrain et des indicateurs écologiques »).

2. LES INVENTAIRES ECOLOGIQUES DE TERRAIN

Pour caractériser un écosystème, des inventaires écologiques de terrain permettent une représentation réaliste de la biocénose présente. L'efficacité de l'information fournie va essentiellement dépendre de l'investissement financier et humain (recours à des écologues) mais également des contraintes de temps de l'étude car, selon les groupes biologiques et la stratégie mise en place (étude sur plusieurs saisons ou à une saison propice au dénombrement du plus grand nombre d'espèces et/ou d'individus), le délai de réalisation des inventaires peut être plus ou moins long. En terme de résultats, les inventaires de terrain aboutissent le plus souvent à une liste d'espèces ou, selon le groupe biologique étudié, à une exploitation plus fine comportant par exemple le dénombrement d'individus, une analyse par sexe et classe d'âge.... En terme de caractérisation et plus particulièrement d'évaluation des impacts d'une contamination sur la biocénose, l'abondance des espèces est un paramètre souvent déterminant. L'exemple de la macrofaune du sol (*cf* fiche « Inventaires écologiques ») constitue une bonne démonstration de l'intérêt de cette mesure pour évaluer la qualité de l'écosystème terrestre car il met en relation la qualité du sol avec la qualité des écosystèmes terrestres présents sur ce terrain. En plus d'une caractérisation à la fois qualitative (valeur patrimoniale, indigénat des espèces présentes, ...) et quantitative (abondance des oiseaux nicheurs, densité des macro-invertébrés, ...) de l'écosystème, les inventaires de terrain permettent, dans le cadre de l'évaluation des impacts ou des risques environnementaux, d'identifier des entités cibles spécifiques au site étudié et, dans certains cas, de mettre en évidence des effets et/ou des impacts à différents niveaux d'organisation de l'écosystème (IR et tests d'écotoxicité apportent le plus souvent une réponse à l'échelle de l'individu ou de l'espèce mais rarement au delà).

La production de données écologiques de terrain permet de compléter l'analyse des résultats par la détermination d'indices de biodiversité comme par exemple l'indice de Shanon-Weaver. Sur ce principe, des indicateurs écologiques ont été développés essentiellement pour les écosystèmes aquatiques d'eau douce à l'image de l'IBGN, l'IBMR, l'IPR ou l'IBD. Aujourd'hui normalisés, ces indicateurs sont utilisés de façon systématique pour évaluer la qualité des rivières (DCE). Pour les écosystèmes terrestres, des indicateurs existent (*cf* fiches « nématofaune » et « IBQS ») ou sont en cours de développement mais leur emploi n'est pas encore aussi répandu et ne permet pas, à ce jour, une utilisation aussi standardisée que pour les écosystèmes aquatiques. Or, la connaissance de la composante biologique des sols et le développement d'indicateurs biologiques sont nécessaires pour compléter les outils disponibles et renseigner sur les modifications et/ou altérations des écosystèmes du sol et plus globalement des écosystèmes terrestres (Ademe, 2011). Pour répondre à cette attente, des programmes de recherche tels que les « bioindicateurs de qualité des sols » soutenu par l'Ademe en France ou ENVASSO (Environmental assessment of soil for monitoring –2006-2009), programme visant à définir des bioindicateurs utiles à la surveillance de la qualité des sols en Europe sont actuellement en cours. De même, des protocoles d'échantillonnage des organismes du sol sont en phase de normalisation (exemple : norme ISO 23611-5 « Prélèvement et extraction des macro-invertébrés du sol »).

COMPLEMENTARITE DES INVENTAIRES DE TERRAIN ET DES INDICATEURS ECOLOGIQUES



Les inventaires *in situ* présentent l'avantage d'évaluer aussi qualitativement que quantitativement l'écosystème étudié (d'autant mieux quand le nombre de groupes biologiques inventoriés augmente) mais ils ont pour principal inconvénient d'induire une démarche (généralement des listes d'espèces et/ou de descriptifs techniques) souvent perçue comme complexe par les non spécialistes. En conséquence, l'utilisation et la communication de ce type de résultats sont souvent limitées malgré l'intérêt qu'ils représentent. Sur la base de données de terrain, les indicateurs écologiques complètent les résultats issus des inventaires *in situ* en transcrivant un ensemble d'informations complexes en une donnée chiffrée plus accessible en termes de compréhension et de communication.

3. EN CONCLUSION ...

Parmi les outils de mesure de la biodiversité actuellement disponibles en France, les indicateurs écologiques et les inventaires in situ sont les seuls à fournir une caractérisation représentative d'un écosystème terrestre. Utilisés de façon complémentaire, ces outils apportent aux gestionnaires de terrains contaminés une information complète et accessible du milieu étudié. En termes d'évaluation des risques environnementaux, ils permettent de répondre efficacement aux questionnements des administrations, bureaux d'études, industriels et gestionnaires de terrains contaminés en proposant des mesures de gestion adaptées à la problématique étudiée. Les diverses expérimentations menées sur des sites contaminés dont une partie des résultats est présentée dans les fiches connexes témoignent de cette capacité. Toutefois, de nombreux groupes biologiques souffrent aujourd'hui d'un manque de connaissances susceptible de contraindre les gestionnaires à ne pas investir dans ce type d'investigations ou, dans le meilleur des cas, à s'orienter vers des groupes biologiques mieux renseignés (ex. : avifaune) même si ces derniers apportent une réponse moins spécifique. Le manque de connaissances des espèces, notamment des espèces communes, et le nombre insuffisant d'indicateurs écologiques pour les écosystèmes terrestres encouragent la poursuite des recherches en écologie et le développement d'indicateurs spécifiques du compartiment « sol » à l'instar des écosystèmes aquatiques d'eau douce.

4. BIBLIOGRAPHIE, REFERENCES ET GLOSSAIRE

4.1 Bibliographie

Ademe, 2011. Sites pollués et sols. Méthodes d'évaluation de la qualité des sols, indicateurs biologiques de qualité des sols. Document consulté en ligne le 23 février 2011 à l'adresse suivante : <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=15113>

Circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués - modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. BO min. écologie et dév. Durable n°2007/13, 15 juillet 2007. Document consulté le 23 février 2011 en ligne à l'adresse suivante : http://www.ineris.fr/aida/?q=consult_doc/consultation/2.250.190.28.8.2749

Commissariat général du développement durable (CGDD) - Service de l'observation et des statistiques. L'environnement en France - édition 2010. Références. 150 p.

INRA. 2008. Quelles recherches sur la biodiversité ? INRA Environnement, 2 p.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 100 p.

Rovillé M., Aufray R. 2008. Erosion de la biodiversité, crises d'extinction : de quoi s'agit-il? CNRS. Document mis en ligne en décembre 2008 et consultable à l'adresse suivante : http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/dosbiodiv/index.php?pid=decouv_chapA_p2_f1

TOMBAL J.-C. [coord.], 1996. Les Oiseaux de la région Nord Pas-de-Calais. Effectifs et distribution des espèces nicheuses. Période 1985-1995. Le Héron, **29** (1) : 336 p.

Wilson E.O. (Ed.), Peter F.M. (associate Ed.). 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, D.C., mars 1988. 521 p.

4.2 Références

Deram A., Hayet A., Van Staevel E. 2006. Évaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Méthodes d'évaluation, analyse comparative ; Études sociologiques des représentations des risques, synthèse bibliographique. RECORD (www.record-net.org). 227p.

Hayet A., Deram A., Denayer F.O., Couffignal C., Van Haluwyn C. 2006. Variability of nine methodologies of Ecological Risk Assessment (ERA) : consequences on results and application. *Communication affichée SETAC La Haye*

Hayet A., Deram A., Denayer F.O., Perrodin Y. 2007. Ecological surveys and relevant tool to improve the initiation of Ecological Risk Assessment. Communication affichée (poster corner) SETAC Porto

Hayet A., Deram A., Couffignal B. 2009. Evaluation des risques écologiques (ERE) : Vers une harmonisation des méthodes et des outils à l'échelle européenne. Environnement, risque et Santé, 8(2) : 137-147.

Hayet A. 2009. Méthodes d'évaluation des risques écologiques, application aux sites contaminés. Communication orale. Deuxièmes rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués : pollutions locales et diffuses. 21 octobre 2009, Paris. France.

Hayet A. 2010. Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés. Application à l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Thèse de doctorat soutenue publiquement le 26 janvier 2010. 766 p.

Deram A. 2010. Comparaison des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes suite à leur application in situ. 1 juillet 2010. Journée de restitution RECORD.

Deram A., Hayet A. 2010. Recherche et validation des critères d'applicabilité des évaluations des risques écologiques par leur inter-comparaison et leur application *in situ*. RECORD (www.record-net.org).

Deram A., Hayet A. 2010. Analyse du transfert sol-plante et sol-champignon des ETM *In* ADEME, 2010. Complémentarité des approches physico-chimiques et biologiques pour caractériser des sols contaminés par des ETM sur six parcelles du secteur de Métaleurop. 103 p.

4.3 Glossaire

Entités cibles : individu, espèce, population, communauté ou tout autre niveau d'organisation de l'écosystème identifié comme potentiellement à risque dans le cadre d'une évaluation des risques et/ou des impacts environnementaux.

Richesse spécifique : indice de diversité spécifique faisant référence au nombre d'espèces présentes sur un territoire donné.

Indices de biodiversité : terme générique exprimant la diversité des espèces le plus souvent en fonction de la répartition et/ou du poids des individus au sein de chaque espèce (ex. : indice de Shannon-Weaver).

Densité spécifique : abondance d'individus par unité de surface le plus souvent exprimé en nombre d'individus (animaux) ou en pourcentage de recouvrement (végétaux) au mètre carré.



Atelier 1

La biodiversité & les indicateurs écologiques
comme outils d'évaluation des impacts environnementaux
liés à des terrains contaminés

Annabelle DERAM & Audrey HAYET
Université Lille Nord de France



Déroulement de l'atelier

Introduction

Première partie _____

La biodiversité : Définition, concepts et outils de mesure

Deuxième partie _____

*Présentation de quelques outils et application aux sites
contaminés*

Troisième partie _____

Discussion

Annabelle DERAM

annabelle.deram@univ-lille2.fr

Maître de conférences

Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS)
Laboratoire des sciences végétales et fongiques
Université de Lille 2

Domaine de recherche : écotoxicologie, écologie des sites contaminés,
évaluation des risques écologiques, ...

Membre actif du réseau éRé depuis sa création en 2006

Audrey HAYET

audrey.hayet@univ-lille2.fr

Ingénieur de recherche

Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS)
Laboratoire des sciences végétales et fongiques
Université de Lille 2

Domaine de recherche : écologie des sites contaminés, évaluation des
risques écologiques, ...

Membre actif du réseau éRé depuis sa création en 2006

3



Première partie

LA BIODIVERSITE
Définition, concepts et outils de mesure



Biodiversité

Diversité du vivant à différents niveaux d'organisation de l'écosystème

Terme publié par Wilson en 1988

1992 : Sommet de la Terre à Rio

* Reconnaissance internationale

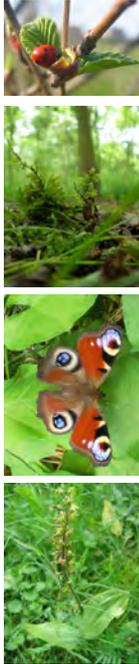
* Prise de conscience de la nécessité de préserver la biodiversité



Selon le MEA (2005)

érosion de la biodiversité = conséquence de 4 causes principales

- (1) la destruction, la fragmentation et l'altération des habitats, ce qui inclut les pollutions de l'eau, de l'air et des sols,
- (2) l'introduction d'espèces invasives,
- (3) la surexploitation d'espèces
- (4) les changements climatiques.



La biodiversité au cœur des préoccupations environnementales actuelles ...

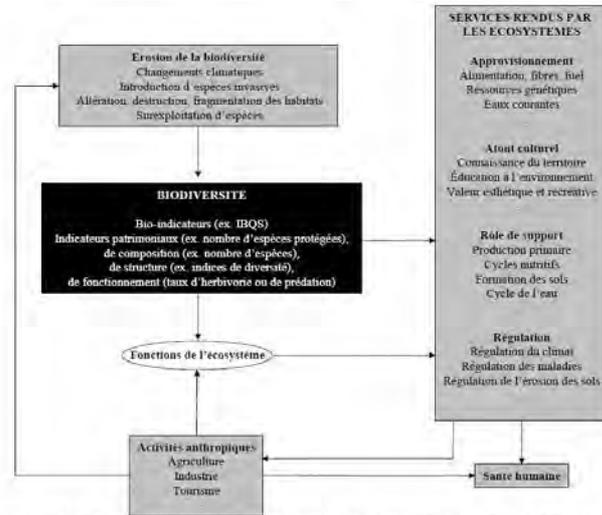
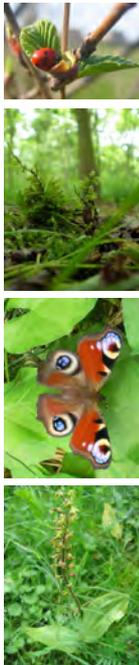


Figure 1 : La biodiversité au cœur des services rendus par les écosystèmes (adapté de MEA, 2005)



Biodiversité = motif de préoccupation internationale MAIS prise de conscience récente d'où une nécessité de développer des outils opérationnels et adaptés aux problématiques environnementales actuelles.



Quels outils pour évaluer les écosystèmes terrestres des terrains contaminés ?



Quelques exemples ...



Atlas régionaux

ZNIEFF : Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique

ZNIEFF de type I : superficie limitée, caractérisant un patrimoine endémique régional

ZNIEFF de type II : grands ensembles naturels riches et peu modifiés offrant des potentialités biologiques importantes



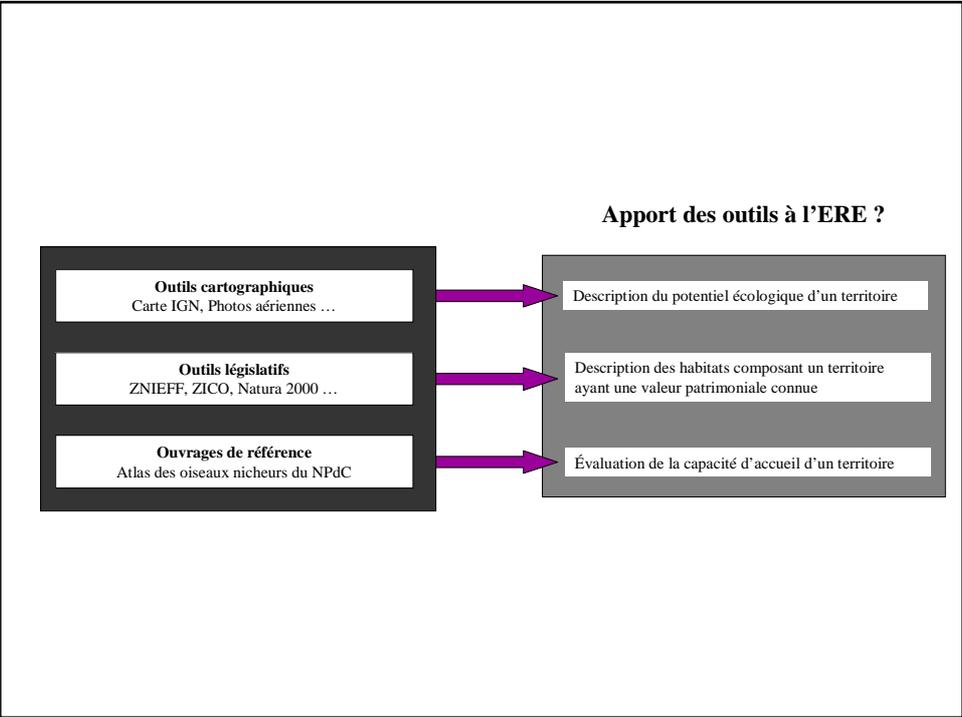
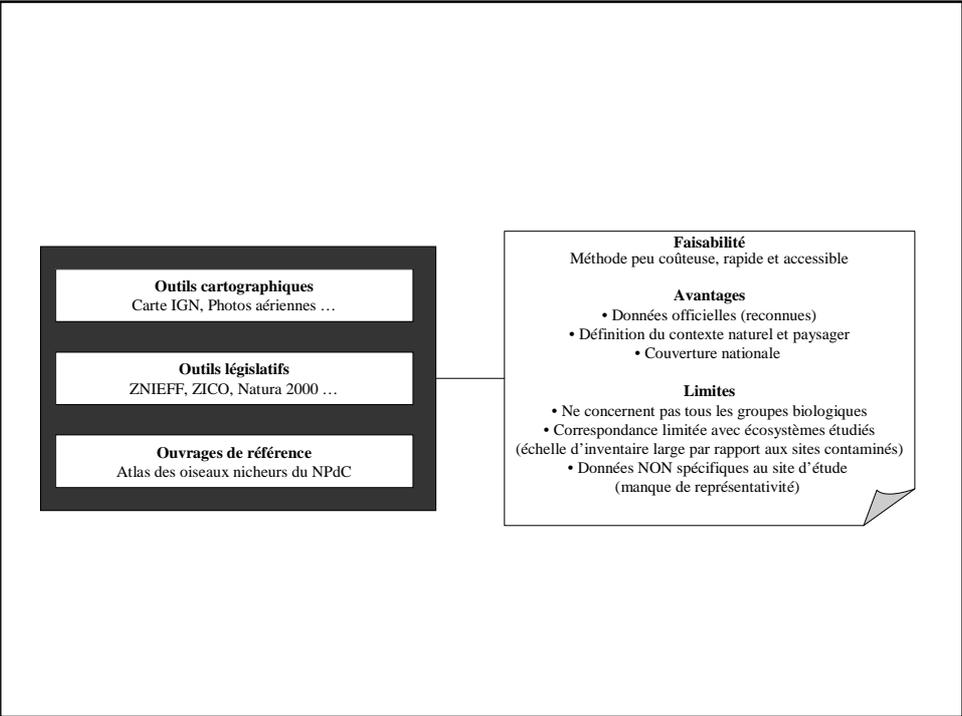
ZICO : Zone d'Intérêt Communautaire pour les Oiseaux

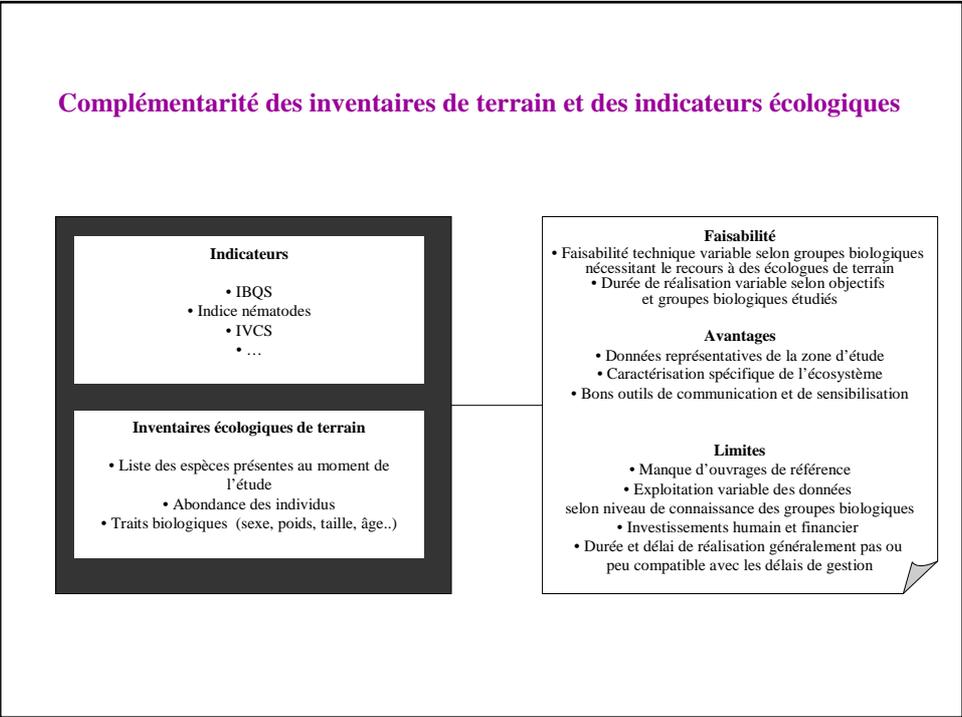
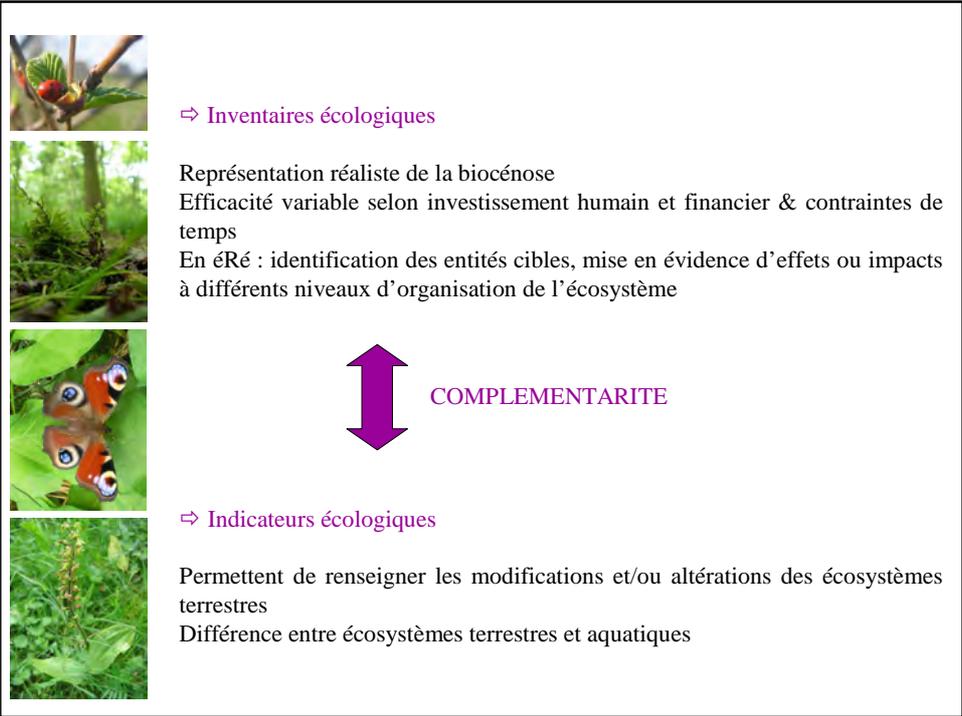
Inventaire de certaines espèces d'oiseaux méritant une attention particulière au regard de la directive « oiseaux » (85/411/CEE)



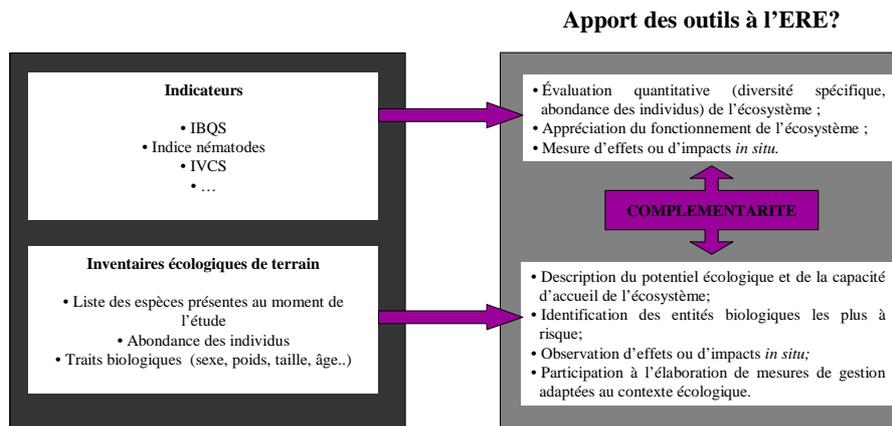
Natura 2000 : Réseau européen

Ensemble de sites naturels, à travers toute l'Europe, identifiés pour la rareté ou la fragilité des espèces animales ou végétales et de leurs habitats.





Complémentarité des inventaires de terrain et des indicateurs écologiques



Le manque de connaissances et/ou d'accessibilité des données, concernant notamment les espèces communes, et le nombre insuffisant d'indicateurs écologiques pour les écosystèmes terrestres encouragent la poursuite des recherches en écologie et le développement d'indicateurs spécifiques du compartiment « sol » à l'instar des écosystèmes aquatiques d'eau douce.



Deuxième partie

Exemples d'outils de mesure de la biodiversité
et
application aux terrains contaminés



La nématofaune

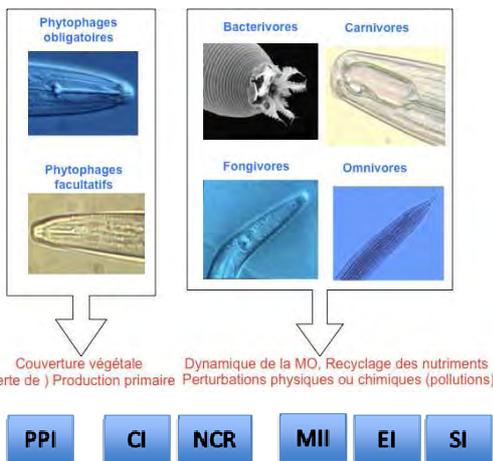
Bio-indicateur pertinent pour étudier l'état biologique des sols de
terrains contaminés

Pourquoi les nématodes ?

- Ubiquité
- Abondance
- Diversité taxonomique et fonctionnelle importante
- Régulation de la dynamique des éléments nutritifs dans le sol
- Sensibilité variable aux conditions du milieu et aux perturbations physiques ou chimiques
- Facilité d'échantillonnage
- Méthode d'étude normalisée (ISO 23611-4).

Analyse de la nématofaune du sol

>60 familles de nématodes identifiés et dénombrés



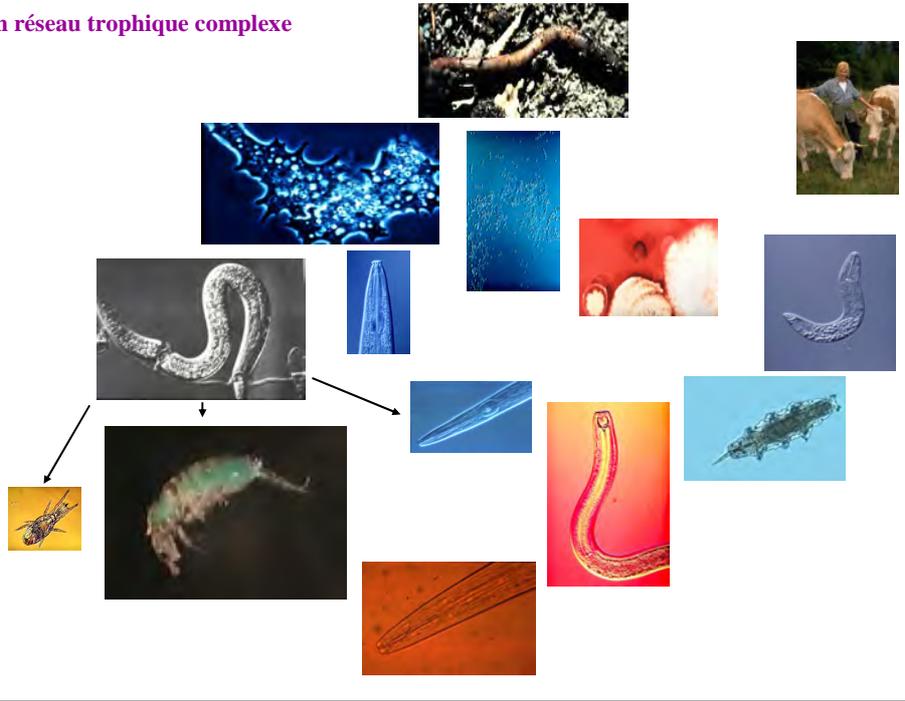
Plus de 80 paramètres à analyser et à prendre en compte

Analyse structure communauté
MDS
Permanova
Familles/taxons discriminantes

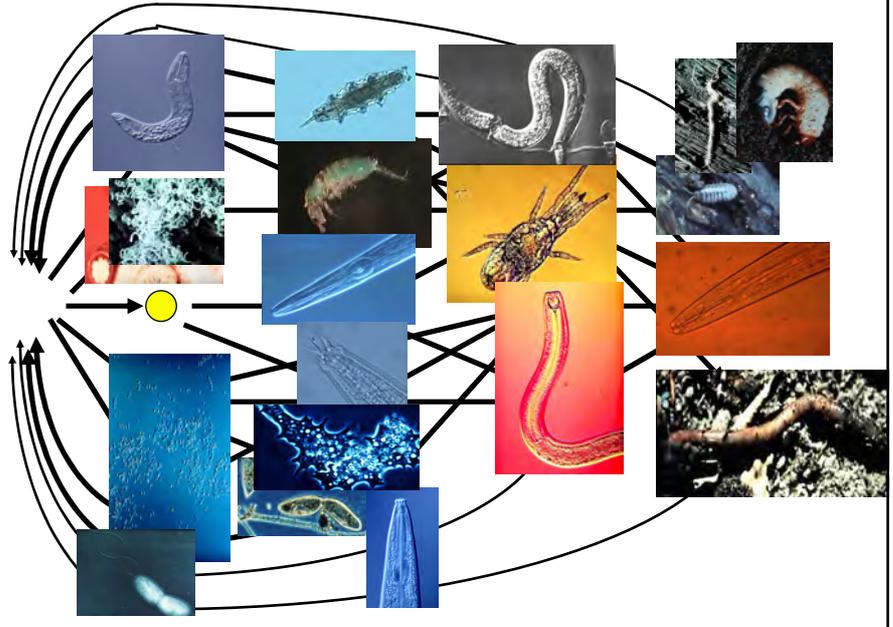
Abondance des différents groupes trophiques
(ind 100 g⁻¹ sol sec)

Indices nématofauniques
Diagnostic du réseau trophique: EI versus SI

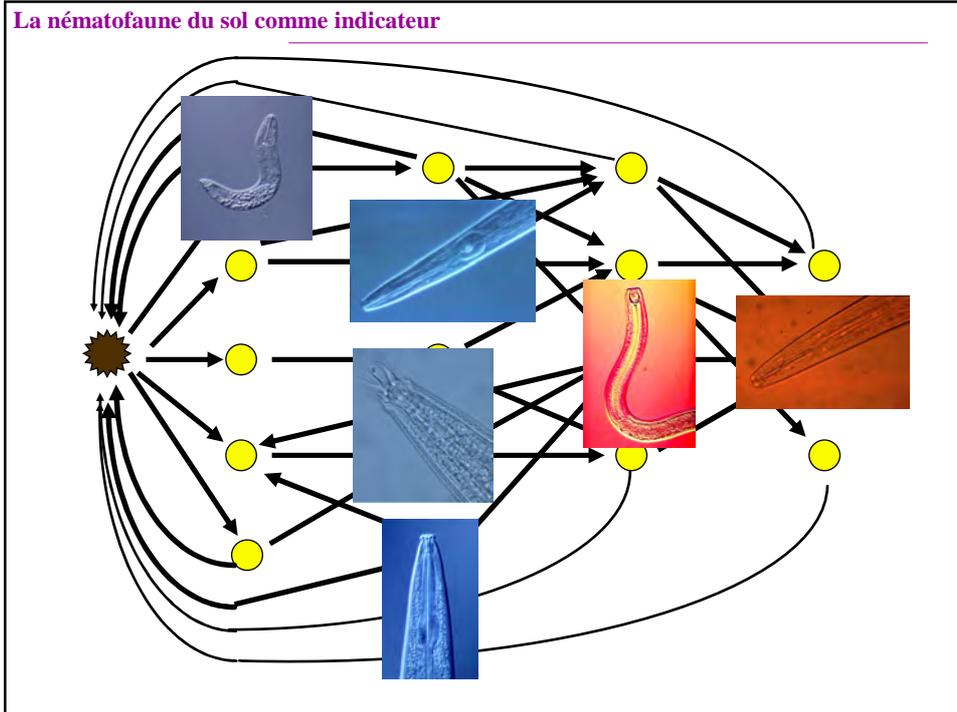
Un réseau trophique complexe



Besoin d'indicateurs



La nématofaune du sol comme indicateur



Comment sont réalisées les analyses ?

- À partir d'échantillons de sol de 150 à 300g.
- Extraction, dénombrement et identification des nématodes au laboratoire
- Résultats bruts sous forme de tableau d'abondance des différents taxons
- Calcul d'indices basés sur la composition de la nématofaune du sol à partir des abondances.
Exemple : SI = indice de structure. Il reflète la stabilité du milieu, plus il est élevé moins le milieu est perturbé.

Application

Évaluation de la sensibilité de la nématofaune à la contamination en ETM des sols de boisement

Contexte

Zone de contamination d'une ancienne usine métallurgique dont les retombées de poussières ont engendré une contamination essentiellement pluri-métallique des sols sur plusieurs kilomètres alentours.

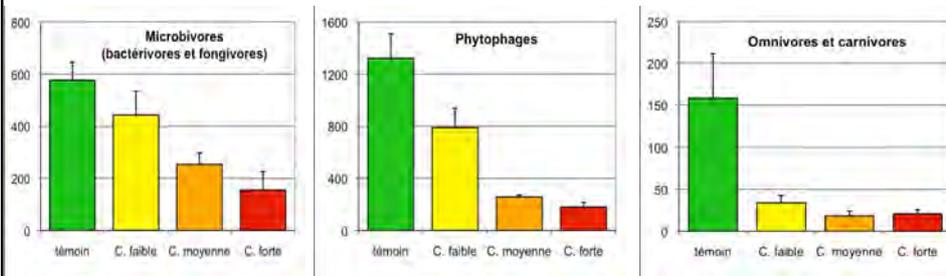
Échantillonnage au niveau de trois boisements présentant un gradient de contamination + un boisement témoin

Application

Évaluation de la sensibilité de la nématofaune à la contamination en ETM des sols de boisement

Résultats

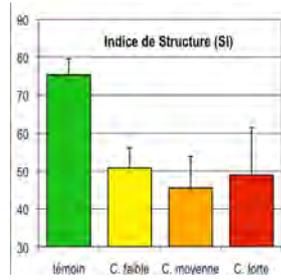
Plus le niveau de contamination augmente, plus l'abondance des nématodes diminue
Faible densité des nématodes omnivores et prédateurs sur les trois boisements contaminés



Abondance (individus pour 100g de sol sec) des trois grands types de nématodes du sol :
phytophages, microbivores, omnivores / prédateurs

Application

Évaluation de la sensibilité de la nématofaune à la contamination en ETM des sols de boisement

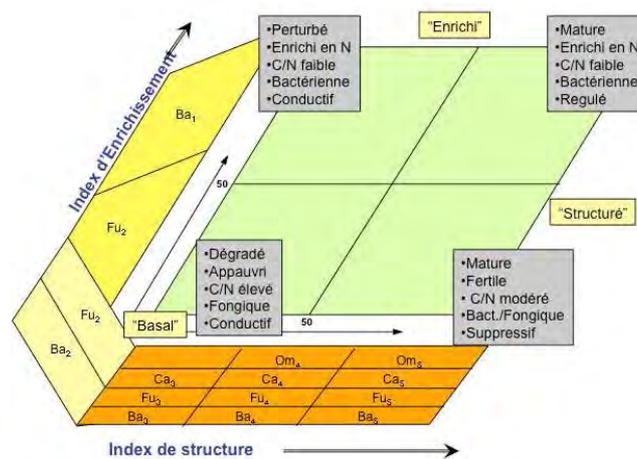


SI témoin > SI boisements contaminés

Au niveau du témoin

- * communautés plus complexes
- * taxons plus fragiles
- * réseau trophique plus long

Indice de structure calculé à partir des communautés de nématodes du sol



Application

Évaluation de la sensibilité de la nématofaune à la contamination en ETM des sols de boisement

- Densités de nématodes microbivores et phytophages décroissent en suivant le gradient de contamination ;
- Réduction drastique des nématodes omnivores et carnivores même à partir de concentrations faibles ;
- Micro-chaîne trophique du sol plus réduite dans les situations contaminées que dans la situation témoin;
- Distinction entre site témoin et sites contaminés par l'indice structure, sans toutefois permettre de discriminer les sites en fonction de leur niveau de pollution ;
- Mesure très répétable.



Nématofaune = pertinente pour l'évaluation de l'état du sol dans le contexte des sols pollués aux ETM



Indice Biologique de la Qualité des Sols - IBQS

Bio-indicateur de la qualité des sols basés sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés

La macrofaune du sol, une participation active au fonctionnement du sol ...



Un échantillonnage simple et peu coûteux basé sur la méthode TSBF

La méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) en 4 étapes



- A : Nettoyage de la surface d'extraction
- B : Extraction chimique à l'eau formolée (0.2%)
- C : Prélèvement d'un bloc de sol (25 x 25 x 15 cm)
- D : Tri manuel du sol

Calcul de l'IBQS

Recherche des espèces indicatrices

La Méthode IndVal

$$\text{INDVAL} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

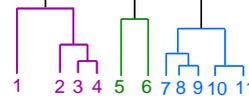
Spécificité

$$A_{ij} = N_{\text{individus}_{ij}} / N_{\text{individus}_i}$$

Fidélité

$$B_{ij} = N_{\text{sites}_{ij}} / N_{\text{sites}_j}$$

Groupe :



IndVal = 100% quand l'espèce i est observée dans tous les sites d'un seul groupe de sites.

Calcul de l'IBQS

$$\text{IBQS} = \sum_{i=1}^n [\ln(D_i+1)/N / \ln(D_i+1)_{\max}] \times S_i$$

D_i est la densité moyenne de l'espèce i dans un site
 S_i est la valeur indicatrice du taxon.

Le score obtenu renseigne sur l'état écologique du sol

0 = mauvaise qualité et 20 = qualité optimale

Qualité en lien direct avec :

- la capacité du sol à s'autoréguler pour remplir les fonctions essentielles au maintien de sa qualité
- la capacité du sol à intégrer les changements qu'ils soient d'origine naturelle ou dus aux activités humaines.

Application

Apport de l'IBQS à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Contexte :

Évaluation des effets d'une contamination en ETM des sols de surface sur un type d'écosystème terrestre : le boisement envisagé comme solution de reconversion d'anciennes parcelles agricoles contaminées.

Macrofaune du sol = maillon clé de l'étude car entité cible très à risque en raison de :

- son contact direct et permanent avec le sol
- son rôle fondamental dans l'activité biologique du sol et donc dans le fonctionnement de l'écosystème.

Application

Apport de l'IBQS à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Méthode

Échantillonnage au niveau de 4 boisements contaminés (A1, A2, A3 & A4) et un boisement témoin (AT2)



A1 & A4
Plantations pluri-spécifiques



A2 & A3
Plantations mono-spécifiques

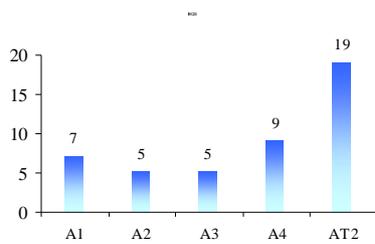


AT2
Plantation témoin

Application

Apport de l'IBQS à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Résultats



IBQS = 5 pour les plantations monoclonales contaminées (A2 et A3)

IBQS = 19 pour le boisement témoin non contaminé (AT2).

Sur la base de l'IBQS :

- $A2=A3 < A1 < A4 < AT2$ \Rightarrow Influence de contamination
- Plantations pluri- spécifiques plus favorables à la diversité spécifique et fonctionnelle des macro-invertébrés \Rightarrow Influence des caractéristiques de l'écosystème

Application

Apport de l'IBQS à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Conclusion

Séparation pertinente des sites d'étude et du site témoin en fonction de la contamination mais également des caractéristiques de l'écosystème



IBQS = indicateur pertinent pour l'évaluation de l'état des sols de terrains contaminés aux ETM



Inventaires écologiques de terrain

Apport à l'évaluation des risques pour les écosystèmes

Apport des inventaires écologiques de terrain à l'ÉRÉ



Plusieurs utilités en évaluation des risques pour les écosystèmes (ÉRÉ).

Les plus évidentes :

- identification de dysfonctionnements de l'écosystème
- aide à la sélection des entités cibles de l'ÉRÉ
- caractérisation du risque

Basée sur données de terrain, éRé :

- respecte les principes de spécificité de l'évaluation des risques
- est représentative de la réalité du terrain.

Apport des inventaires écologiques de terrain à l'ÉRé

Principale difficulté pour gestionnaires et évaluateurs de risque

- identification des groupes biologiques à étudier
- définition du niveau de précisions permettant une exploitation efficace de l'information.

D'où proposition de critères de sélection :

- vulnérabilité du groupe biologique,
- valeur patrimoniale,
- valeur écologique,
- pertinence avec les objectifs de gestion.

Comment sont réalisés les inventaires écologiques de terrain



Flore vasculaire

Stratégie d'échantillonnage et description basées sur le principe de phytosociologie analytique.

Champignons

- en période de fructification (printemps et automne)
- relevé systématique des carpophores visibles à l'œil nu
- Prospection de différents supports (sol, écorce, feuilles...).



Macrofaune du sol

Utilisation de la méthode TSBF (Tropical soil biology and fertility) en cours de standardisation (ISO23611-5).

Comment sont réalisés les inventaires écologiques de terrain

Avifaune nicheuse

Méthode des IPA (indice ponctuel d'abondance)

Petits mammifères

- Méthode CMR
- Relevé des traces et empreintes



Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Contexte :

Évaluation des effets d'une contamination en ETM des sols de surface sur un type d'écosystème terrestre : le boisement envisagé comme solution de reconversion d'anciennes parcelles agricoles contaminées.

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Résultats

Flore vasculaire

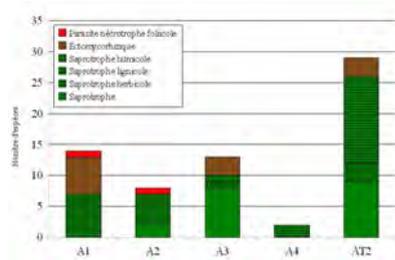
- Flore vasculaire des plantations contaminées très variable d'un boisement à l'autre
- Richesse et la composition de la flore vasculaire des boisements contaminés influencées par :
 - ✓ la contamination,
 - ✓ la structure des plantations et la diversité des strates arbustives et arborées
- Flore vasculaire du boisement témoin = plus diversifiée et plus grand nombre de communautés végétales >> Influence de la contamination ?

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Résultats

Champignons



Influence de la contamination sur la diversité des champignons

Parasitisme A1 et A2 = signe de perturbation

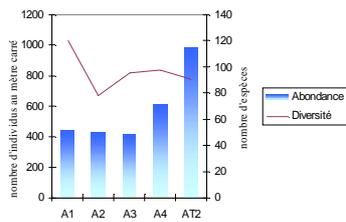
Diversité saprotrophes = indicateur de fonctionnement.

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Résultats

Macrofaune du sol



Plus fortes diversités :

- A1, station la plus contaminée
- A4

>>> Diversité des essences plantées = facteur prépondérant pour la diversité de la macrofaune du sol

Plus forte abondance des stations contaminées = A4

Plus forte abondance toutes stations confondues = AT2

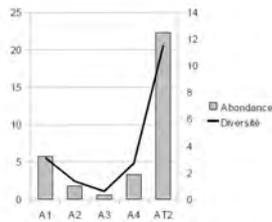
>>> Influence de la contamination sur l'abondance des macro-invertébrés du sol

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation de sols contaminés aux ETM

Résultats

Avifaune nicheuse



Diversité et abondance variables chez oiseaux nicheurs des boisements contaminés.

Plantations mono-spécifiques << plantations pluri-spécifiques

A2 et A3

A1 et A4

>>> Influence de l'âge et du type de plantation, en lien avec la structure du boisement

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation
de sols contaminés aux ETM

Résultats

Petits mammifères

Diversité boisements contaminés = identique

Abondance variable des populations de mulots et de campagnols (espèces les plus piégées) :

- au niveau des boisements contaminés, mulots = plus abondants
- au niveau du témoin, campagnols = plus abondants

Hypothèse : campagnols moins compétitifs au niveau des boisements contaminés
⇒ Effet de la contamination ?

Application

Apport des inventaires écologiques à la caractérisation
de sols contaminés aux ETM

Conclusions

- (i) Influence de la contamination des sols sur les groupes biologiques étudiés. Résultats essentiellement basés sur la comparaison avec le boisement témoin AT2 d'où importance du témoin en éRé ;
- (ii) Influence des caractéristiques des plantations et du contexte paysager sur le développement d'une faune et d'une flore diversifiée ainsi que sur l'évolution de la plantation vers un écosystème « stabilisé » ;
- (iii) Rôle clé des invertébrés du sol dans l'équilibre de la chaîne trophique et par extrapolation dans le fonctionnement de l'écosystème ;
- (iv) Mise en évidence de signes apparents de perturbation des écosystèmes (parasitisme, espèces invasives...)

Séminaire

Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes Terrestres liés à des terrains contaminés ?

Atelier n°2 Outils d'évaluation de la biodisponibilité dans le cadre de terrains contaminés – Apport dans l'éRé

Animateurs

- **Annette de Vaufleury – UMR Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté**
- **Laure Leman – CIRAD**
- **Gaëlle Triffaut Bouchet – Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec**

Séminaire sur l'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes

SYNTHESE ATELIER N°2

« Outils d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols et apport en éRé »

Annette de Vaufleury, Matthieu Bravin,
Muriel Ismert et Cécile Grand

<p>Annette de Vaufleury (Enseignant-chercheur) et collaborateurs (F Gimbert, B Pauget, C Fritsch, R Scheifler, M Coeurdassier), Laboratoire Chrono-environnement UMR UFC/CNRS 6249 USC INRA et IUT Besançon-Vesoul Université de Franche-Comté Place Leclerc F-25030 Besançon cedex, France</p> <p>Téléphone 33 (0) 3 81 66 57 88 Télécopieur 33 (0) 3 81 66 57 97 annette.devaufleury@univ-fcomte.fr http://chrono-environnement.univ-fcomte.fr/</p>	<p>Matthieu Bravin (Chercheur) CIRAD, UPR Recyclage et risque, F-97408 Saint-Denis, La Réunion, France</p> <p>Téléphone 262 (0) 26 25 28 0 30 Télécopieur 262 (0) 262 52 80 21 matthieu.bravin@cirad.fr http://www.cirad.fr/ur/recyclage_risque</p>
<p>Muriel Ismert Docteur en Ecotoxicologie Responsable Equipe Santé-Environnement URS France 87, Avenue François Arago 92 017 Nanterre Cedex, France</p> <p>Téléphone 33 (0) 1 55 69 20 16 Télécopieur 33 (0) 1 55 69 20 01 muriel_ismert@urscorp.com http://www.ursfrance.fr, http://www.urscorp.eu</p>	<p>Cécile Grand ADEME Direction Villes et Territoires Durables Service Friches Urbaines et Sites Pollués 20 avenue du Grésillé B.P 90 406 49 004 ANGERS cedex 01, France</p> <p>Téléphone 33 (0) 2 41 91 40 52 Télécopieur 33 (0) 2 41 91 40 76 cecile.grand@ademe.fr</p>

1. DEFINITION DE LA (BIO)DISPONIBILITE

Les contaminants présents dans les sols peuvent engendrer, par transfert, une contamination des autres compartiments de l'écosystème : l'eau, l'air et les organismes.

De nombreux paramètres conditionnent les effets néfastes que ces contaminants peuvent causer chez les êtres vivants exposés :

- la nature des contaminants ;
- la toxicité des contaminants ;
- la voie et la durée de l'exposition ;
- **la capacité des contaminants à s'accumuler (etc.).**

En effet, les effets biologiques sont rarement liés à la concentration totale d'un contaminant dans le sol **MAIS** à la fraction biologiquement disponible (**biodisponible**) pour l'organisme.

Une définition consensuelle de la biodisponibilité a été donnée par un groupe de travail international dans la norme ISO 17402¹ :

Biodisponibilité

=

« degré auquel des substances chimiques présentes dans le sol peuvent être absorbées ou métabolisées par un récepteur humain ou écologique, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques »

La biodisponibilité est donc un procédé dynamique qui est décrit, dans la norme ISO 17402, comme une succession de trois étapes (cf. Figure 1) :

- disponibilité environnementale, qui décrit les **processus physico-chimiques** régissant la partition (mobilité) de la substance étudiée entre la phase solide et la phase liquide du sol ou du sédiment ;
- biodisponibilité environnementale qui dépend de **processus physiologiques** particuliers à l'espèce considérée régissant le prélèvement de la substance (pouvant conduire à la bioaccumulation) ;
- biodisponibilité toxicologique, qui correspond à l'accumulation du contaminant dans l'organisme ou à la mise en évidence d'effet toxicologique.

¹ NF ISO 17402, juillet 2008 « Qualité du sol. Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol. »

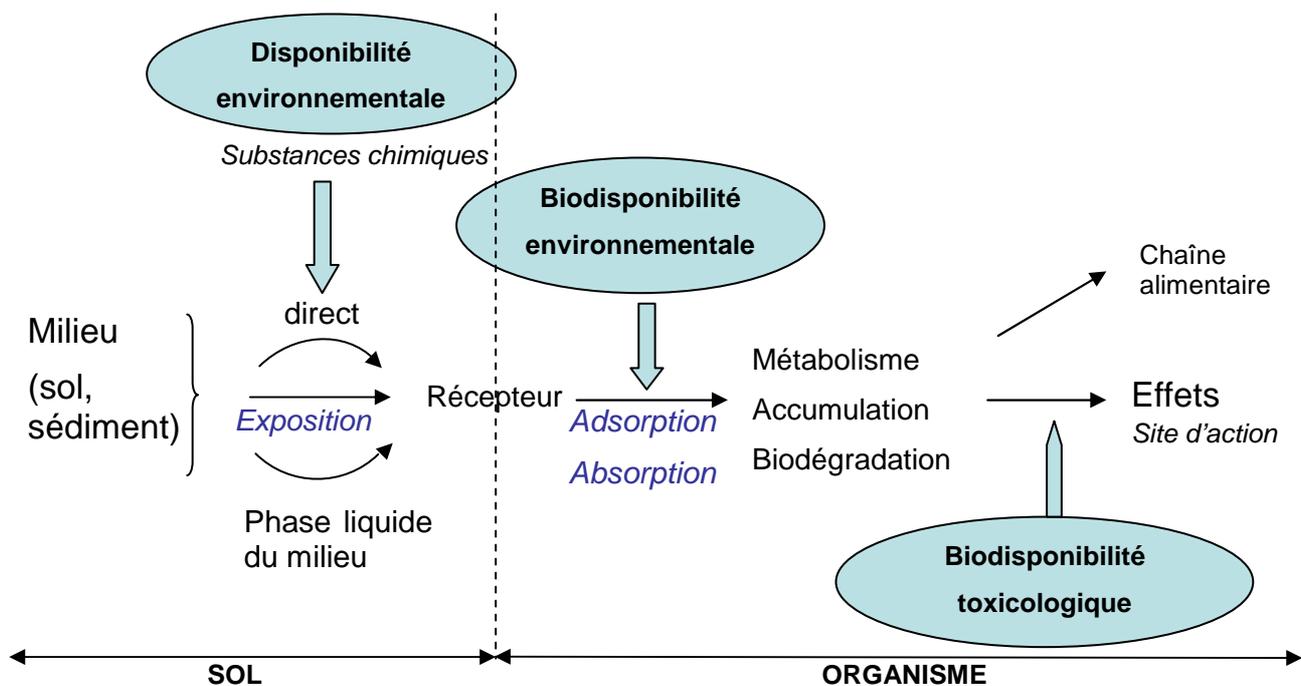


Figure 1 : modèle conceptuel de la biodisponibilité - référence normative ISO 17 402 (adapté par A. de Vaufleury à partir de Dickson *et al.*, 1994, Peijnenburg *et al.*, 1997 ; Loehr&Alharthy, 2004 ; Lanno, 2004)

Les concepts de biodisponibilité environnementale et toxicologique peuvent se traduire par :

- la bioaccumulation du contaminant dans le récepteur écologique étudié et donc par une contamination potentielle de la chaîne alimentaire ; et/ou,
- l'apparition d'une toxicité chez le récepteur écologique étudié l'empêchant ainsi de remplir de façon optimale sa fonction au sein des écosystèmes terrestres (par ex. : régulation du cycle de l'azote par la microflore des sols, production de biomasse par les plantes cultivées, ...).

Il convient de préciser que la biodisponibilité d'un même contaminant est variable selon :

- les caractéristiques du milieu (caractéristiques pédologiques, physiques, chimiques : pH, granulométrie, composition en matière organique, etc.) ;
- les indicateurs biologiques (récepteurs écologiques) ;
- la nature du (des) contaminant(s) et l'âge de la contamination.

A la base des modèles d'évaluation des risques (cf. atelier n°3), la mesure des effets toxiques et de la bioaccumulation des substances chimiques peut permettre de comprendre, voire d'anticiper des pertes de biodiversité (cf. atelier n°1). Il existe plusieurs méthodes pour déterminer la biodisponibilité. Cela peut expliquer les difficultés rencontrées dans la prise en compte de la biodisponibilité en éRé (le concept n'étant pas récent, même en milieu aquatique...Cf. Hamelink 1994).

2. LES OUTILS D'ÉVALUATION DE LA (BIO)DISPONIBILITÉ

2.1 Généralités

La biodisponibilité peut être appréciée, évaluée à l'aide de trois types d'outils :

- les méthodes mathématiques qui consistent à modéliser le transfert d'un contaminant et ses effets chez un récepteur écologique au regard des caractéristiques du milieu et des contaminants ;
- les mesures chimiques dont l'objectif est de déterminer, à l'aide de la mise en œuvre de divers extractants chimiques, la fraction mobile des contaminants du sol, supposée disponible pour les organismes (cf. Figure 2) ;
- les méthodes biologiques qui sont menées par exposition de récepteur écologique au sol ou aux extraits de sol contaminé afin de mesurer la bioaccumulation ou de mettre en évidence des effets toxicologiques (cf. Figure 2).

La norme ISO 17 402² liste les approches chimiques et biologiques (Figure 2) existantes d'évaluation de la disponibilité et de la biodisponibilité et spécifie les principes et les conditions limites des méthodes à utiliser ; elle ne fournit pas pour autant une sélection des meilleures méthodes applicables. Les résultats obtenus à partir de telles méthodes peuvent être utilisés en tant qu'estimation de la biodisponibilité dans une approche d'évaluation du risque.

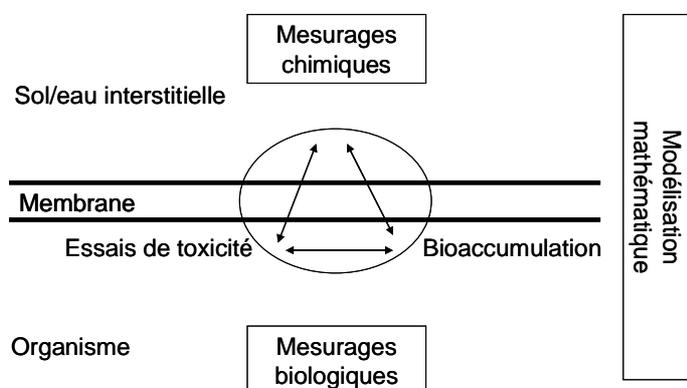


Figure 2 : méthode d'évaluation de la biodisponibilité – relation entre essais biologiques, bioaccumulation et essais chimiques (source ISO 17 402)

2.2 Outils mathématiques

Pour les métaux, les modèles mathématiques sont basés sur le principe que l'ion libre dans la solution du sol (concentration à l'équilibre) est l'espèce chimique principalement prélevée par l'organisme (théorie de l'ion libre ou free ion activity model, FIAM). Cette théorie a été plus récemment complétée dans le modèle du ligand biotique (terrestrial biotic ligand model, TBLM) par une prise en compte plus large de la chimie de la solution du sol (compétition s'exerçant entre les cations majeurs et les métaux vis-à-vis des récepteurs écologiques). Ces méthodes sont présentées dans la

² Norme ISO 17 402 Qualité du sol – lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol (et peut également s'appliquer aux sédiments) publiée en 2008

norme ISO 17402 (2008) qui cite également les méthodes en développement pour les contaminants organiques³ (norme non disponible sur Internet)

2.3 Outils physico-chimiques

Ces outils constituent des méthodes de mesures indirectes de la biodisponibilité. Elles permettent d'évaluer les fractions extractibles des contaminants du sol qu'il est ensuite nécessaire de corrélérer avec des effets et/ou des concentrations dans les organismes.

La norme ISO 17402 fournit une liste non exhaustive des méthodes chimiques disponibles.

La Figure 3 ci-dessous présente la capacité d'extraction de différents extractants chimiques pour les éléments traces métalliques.

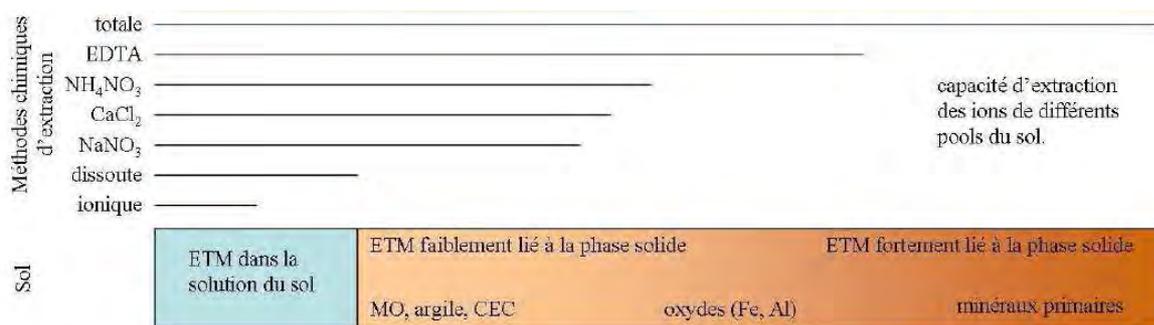


Figure 3 - Capacité de différents extractants chimiques à extraire les ions des différents pools de métaux (ETM, élément trace métallique) du sol

Chaque extractant a ses spécificités. Aussi, la sélection de l'extractant chimique doit être effectuée, en l'occurrence, en fonction de l'objectif de l'étude (mesure mobilité, simulation extraction par les plantes, bioaccumulation dans les chaînes trophiques, effets toxicologiques, etc.). Ainsi les outils chimiques peuvent être utilisés pour :

- comparer le risque potentiel de divers sols contaminés : le métal étudié est-il plus ou moins mobile dans divers sols, sans avoir de récepteurs écologiques précis ;
- comprendre les mécanismes contrôlant la biodisponibilité de contaminants du sol pour un ou des organisme(s) ;
- modéliser les transferts et les effets potentiels des contaminants du sol sans utiliser d'organismes.

Exemples :

- le **CaCl₂** est parfois pertinent pour caractériser la fraction disponible des métaux du sol comme le Cadmium et ceci pour certaines plantes et invertébrés du sol ;
- la méthode des **gradients de diffusion en couche mince** (*Diffusive Gradients in Thin films, DGT*) a notamment permis de quantifier la biodisponibilité environnementale du Cadmium et du Zinc vis-à-vis de végétaux tels que la laitue.

³ <http://isotc.iso.org/livelink/livelink/open/tc190sc7>

Avantages / Inconvénients

Avantages : simples, rapides, reproductibles et souvent peu onéreuses. Elles renseignent sur la disponibilité des contaminants, *i.e.* sur leur mobilité dans et entre les différentes phases du sol.

Inconvénients : Elles n'intègrent pas la notion d'organisme et renseignent donc une mobilité des contaminants sans tenir compte des variations spécifiques d'absorption / élimination des organismes. Elles ne considèrent pas l'influence de l'organisme sur la disponibilité des contaminants à l'interface sol-organisme, comme par exemple dans la rhizosphère (interface sol-racines), et ne tiennent pas compte des capacités de régulation qui peuvent apparaître chez les organismes exposés à de fortes concentrations.

Les méthodes chimiques doivent être validées par des essais sur organismes variés car on ne peut extrapoler les résultats obtenus avec un extractant à tous les contaminants, toutes les matrices d'exposition, toutes les espèces.

2.4 Outils biologiques

Généralités

Ces outils constituent des mesures directes de la biodisponibilité soit par la mise en évidence d'effets toxicologiques, soit par la mesure de la bioaccumulation.

Outils de mesure des effets

La mesure des effets s'effectue par la mise en œuvre d'essais écotoxicologiques. La norme ISO 17402 liste un certain nombre de tests.

Ces bioessais permettent de déterminer des critères d'effets classiques (NOEC : concentration sans effet de la substance, EC50 : concentration effective causant 50% d'effet) qui pourront être utilisés soit pour définir des concentrations supposées sans risques pour les organismes dans les sols (PNEC : concentration prédite sans effet ; Eco-SSL : soil screening level par ex.), soit dans le cadre d'ÉRÉ pour évaluer les risques pour l'écosystème étudié.

Outils de mesure de la bioaccumulation

Cette mesure est effectuée pour les contaminants qui s'accumulent dans les organismes. Cette méthode reflète les processus de prélèvement, d'excrétion et de stockage de polluants dans les organismes.

Cette méthode étant intimement liée au récepteur écologique sur lequel elle est effectuée, le choix du ou de ces récepteur(s) écologique(s) est primordial. Le récepteur écologique peut être retenu sur différents critères, soit car :

- il correspond aux organismes présents sur le site étudié ;
- il est représentatif d'un ensemble d'organismes particulièrement sensibles aux contaminants présents sur le site ;
- il constitue un maillon fondamental dans la préservation d'une ou de plusieurs fonction du sol (rétention, habitat, etc.).

Cette approche utilise des organismes dans lesquels on mesure des concentrations en contaminants après une ou plusieurs durées d'exposition (flux de transfert) (toxicocinétique) (Figure 4).

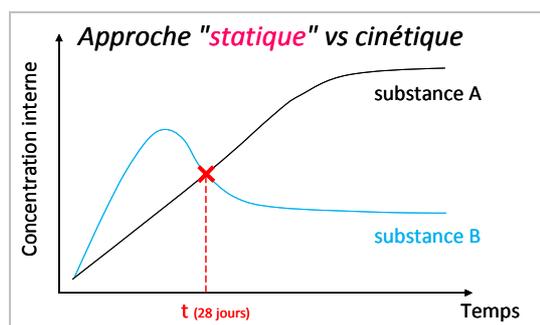


Figure 4- Complémentarité des informations obtenues par une mesure ponctuelle (par ex., après 28 jours d'exposition) ou une analyse cinétique de l'accumulation. Cinétiques d'accumulation imaginées pour deux substances (A et B) dans un organisme exposé à un environnement contaminé (de Vaufleury *et al.*, 2009, EGS).

Avantages / Inconvénients

Avantages : elles permettent potentiellement de coupler l'analyse des effets et de la bioaccumulation. Elles intègrent les transferts de tous les contaminants, les interactions possibles entre eux et les effets possibles des organismes sur le milieu et vice-versa. Elles fournissent des données fiables pour renseigner les modèles de transfert. De manière générale, il peut être considéré que les méthodes biologiques intègrent mieux la diversité des mécanismes mis en jeu à l'interface sol-organisme qui régulent la biodisponibilité des contaminants.

Inconvénients : leur mise en œuvre nécessite généralement un temps d'expérimentation plus long et implique un coût plus élevé que pour la plupart des méthodes physico-chimiques. Lorsqu'on s'intéresse à la bioaccumulation, il faut analyser les concentrations dans les tissus. Les données ne sont pas extrapolables à tous les organismes, tous les contaminants.

Même si un certain nombre de méthodes biologiques est actuellement normalisé au niveau français ou international (voir ISO 17402), le niveau de précision de ces méthodes normalisées reste le plus souvent sujet à caution. Des efforts restent à faire en ce sens pour disposer d'une batterie de méthodes biologiques fiables, robustes et donnant des réponses reproductibles.

Exemples d'outils de mesure de la bioaccumulation

Sont présentés ci-dessous deux outils de mesure de la bioaccumulation de métaux du sol vers une plante (le blé dur) et un animal (l'escargot). Loin d'être représentatifs de l'intégralité des transferts pouvant intervenir dans les écosystèmes, ces organismes « modèles », qui présentent des physiologies et des modes de vie contrastés, illustrent deux maillons importants des chaînes trophiques terrestres.

Plantes - RHIZOtest

La méthode RHIZOtest⁴ (Figure 5), qui utilise des plantes exposées en laboratoire par contact entre racines et sol (séparés par une fine membrane), permet de déterminer la phytodisponibilité environnementale des

⁴ Dans le cadre du projet de recherche NormaRHIZO (2010-2012), des travaux sont actuellement en cours, d'une part, pour étendre le domaine de validité du RHIZOtest aux principaux métaux et métalloïdes d'intérêt en écotoxicologie (notamment As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) et, d'autre part, pour parvenir à la normalisation ISO de la procédure expérimentale (projet de norme ISO 16198, Qualité du sol – Biotest végétal pour l'évaluation de la biodisponibilité environnementale des éléments traces pour les plantes).

métaux et métalloïdes habituellement présents en concentrations traces dans les sols par la mesure du flux moyen (sur la durée d'exposition) de transfert entre le sol et la plante (en $\text{ng contaminant m}^{-2}$ surface racinaire exposée s^{-1} d'exposition). Il est également possible de mesurer les concentrations internes en fin d'essai ($\text{mg contaminant kg}^{-1}$ biomasse sèche) (Bravin *et al.*, 2010).

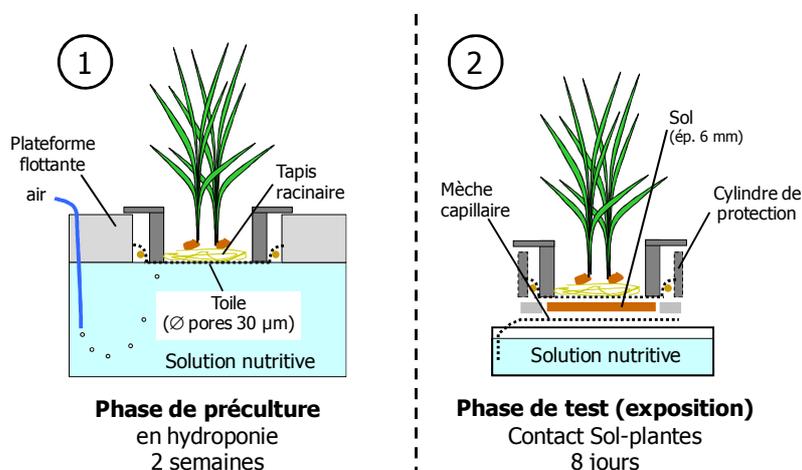


Figure 5. Procédure expérimentale du RHIZOtest en deux étapes successives (ISO / CD 16198).

La procédure expérimentale du RHIZOtest s'effectue en deux étapes :

- la première étape correspond à une culture des plantes en hydroponie et permet le développement des plantes et la formation d'un tapis racinaire ;
- la seconde étape consiste à mettre en contact le tapis racinaire des plantes avec une mince couche du sol à étudier. C'est au cours de cette deuxième étape que la phytodisponibilité environnementale des métaux et métalloïdes en traces du sol est estimée par la mesure des flux de transfert chez les plantes.

Cette méthode peut avoir comme application :

- la comparaison de la bioaccumulation chez diverses espèces végétales sur un même sol ;
- la comparaison de la bioaccumulation chez une même espèce sur divers sols ;
- l'évaluation du potentiel de bioaccumulation de diverses substances (éRé *via* une approche substance et matrice).

Cet outil a montré, en l'occurrence, sa capacité à discriminer la phytodisponibilité du cuivre chez le blé dur dans des sols à antécédents viticoles présentant des propriétés physico-chimiques variées, notamment du point de vue du niveau de contamination en cuivre et du pH.

Le RHIZOtest a également été utilisé pour déterminer les principaux paramètres physico-chimiques du sol déterminant la phytodisponibilité du Cu pour le blé dur. Au-delà de cette problématique particulière, l'élargissement de la gamme de sols et d'espèces végétales utilisée avec le RHIZOtest devrait permettre, à terme, de prédire les risques de transfert de contaminants vers la plante *in situ*.

Animaux - Escargot

L'évaluation de la biodisponibilité des contaminants pour les animaux est plus compliquée que pour les plantes car ils intègrent de multiples voies et sources d'exposition (Sizmur & Hodson, 2009). Pour

l'exposition digestive, ce qui est dans le tube digestif peut être accessible mais pas forcément disponible (c'est-à-dire réellement assimilé dans les tissus) et peut être éliminé. Enfin la mobilité des animaux dans les milieux, leurs variations de régime alimentaire rendent complexes la modélisation des transferts et donc des concentrations internes dont on a besoin pour conduire une éRé, que ce soit pour estimer le risque pour l'organisme lui-même (concept des CBR) ou pour ses consommateurs. Parmi les nombreux animaux utilisables en éRé pour suivre le devenir des contaminants dans les milieux (de Vaufleury, 2005 ; Gimbert & de Vaufleury, 2006), l'escargot Petit Gris (*Helix aspersa, syn Cantareus aspersus*) est un bioindicateur qui renseigne sur l'interface sol-plante-air-animal. Une illustration des réponses qu'il peut apporter en éRé est présentée à l'aide de deux études (utilisation de l'outil *in situ* ; l'autre en laboratoire) :

Utilisation de l'outil *In situ*, le « snail watch » (Figure 6a) - la biodisponibilité est étudiée par l'exposition des escargots implantés 28 jours en sentinelles directement sur un terrain contaminé. L'accumulation mesurée ne s'accompagne pas d'effets toxiques après 28 jours d'exposition (Fritsch *et al.* 2011).

La mise en relation de la bioaccumulation avec les paramètres du sol et/ou la disponibilité environnementale est complexe à analyser car les escargots sont exposés non seulement aux métaux par ingestion ou contact avec le sol mais aussi par voie trophique *via* les végétaux ingérés.

Utilisation de l'outil en laboratoire, la biodisponibilité est étudiée par l'exposition d'escargots d'élevage à des sols contaminés prélevés sur site durant 28 jours. La biodisponibilité est étudiée par analyse de la bioaccumulation et des flux d'assimilation des métaux par les escargots (Gimbert *et al.* 2006 ; Pauget, 2008) (Figure 6b).

Dans ce cas, il est possible d'analyser la contribution respective du sol et des végétaux ou de l'air dans l'exposition à la contamination, ce qui n'est pas aisé pour les animaux exposés *in situ*.



Figure 6 – « Snail watch » : *in situ* bioindication active = engagement pendant 28 jours en microcosmes d'escargots de passé biologique connu (6a : ici microcosme ouvert montrant les escargots sentinelles ; le microcosme est ensuite fermé par une grille inox visible à gauche ; Scheifler *et al.*, 2003 ; Fritsch *et al.* 2011) ou **en laboratoire** (6b ; ISO 15952 ; Gimbert *et al.* 2006 ; Pauget, 2008).

Cette méthode a permis de mettre en évidence que :

- (1) les métaux du sol (exemple du Cd et du Pb) sont biodisponibles pour l'escargot,
- (2) les cinétiques d'accumulation sont variables selon le métal considéré, selon les caractéristiques du sol

notamment du point de vue du niveau de contamination, de la CEC notamment,

(3) l'absence d'effet toxique durant une exposition de 28 jours aux concentrations étudiées. Néanmoins, cela ne signifie pas l'absence d'effet toxique dans les chaînes alimentaires (certains métaux peuvent être biodisponibles pour un prédateur vertébré ; biodisponibilité trophique).

Avec cette approche, la relation avec les paramètres du sol et/ou la disponibilité environnementale est plus complexe à analyser car les escargots sont exposés non seulement aux métaux par ingestion ou contact avec le sol mais aussi par voie trophique *via* les végétaux ingérés. Ainsi, si en laboratoire les paramètres régissant les transferts sol-escargot commencent à pouvoir être utilisés pour modéliser et prévoir la contamination des tissus, la diversité des sources de contamination *in situ*, ne permet pas encore de modéliser précisément les transferts survenant en conditions naturelles.

2.5 Complémentarité

Les méthodes chimiques comme les méthodes biologiques présentent leurs propres limites. Aussi, le couplage approche chimique / approche biologique est actuellement nécessaire. En effet, il n'est pas possible d'extrapoler les résultats obtenus avec un récepteur écologique, un extractant à tous les contaminants, toutes les matrices d'exposition, toutes les espèces (Cf. Figure 7).

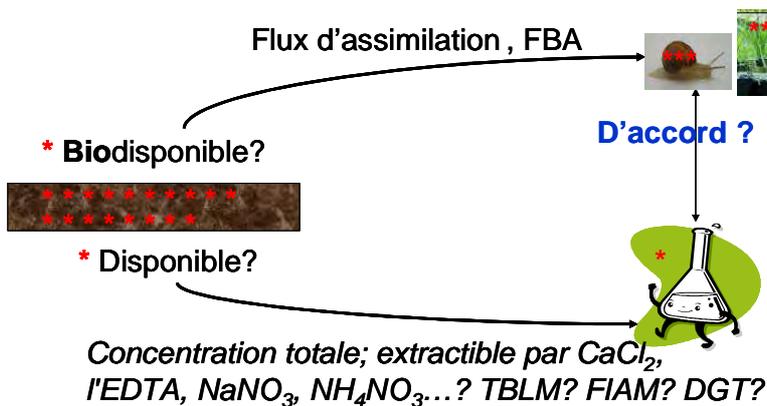


Figure 7 - Nécessité de valider les approches physico-chimiques (CaCl₂, DGT...) par des approches biologiques pour une bonne compréhension et donc modélisation des transferts

Exemple n°1 : Des essais de corrélation entre la disponibilité du Zinc dans le sol (évaluée par extraction au CaCl₂, HNO₃ et DGT) et la biodisponibilité de ce métal pour trois plantes (trèfle, laitue, lupin) et un invertébré du sol à exosquelette (isopode) ont mis en évidence (1) de bonnes corrélations entre les résultats des extractions chimiques à l'aide de la méthode DGT et avec le CaCl₂ et le flux d'absorption du Zinc du trèfle et la laitue (2) pas de corrélation entre l'approche chimique et le flux d'absorption du Zinc pour le lupin (Koster *et al.*, 2005).

Exemple n°2 : Les travaux de Tian *et al.*, 2008 indiquent que la DGT est bien corrélée aux concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn des racines ou des grains de riz cultivés en champ .

Exemple n°3 : Chez le ver de fumier *Eisenia andrei*, Grelle et Descamps (1998) rapportent que les fractions extraites (EDTA, CaCl₂) ne corrèlent pas avec les concentrations en Cd, Pb, Zn dans les tissus alors que Peijnenburg *et al.* (1999) décrivent de bonnes corrélations entre extraits CaCl₂ et concentrations internes

pour Cd et Pb. Koster *et al.* (2005) décrivent chez un isopode une corrélation limitée entre concentrations internes en Zn et concentrations extraites par DGT. Parmi les causes évoquées pour expliquer ces relations limitées entre chimie et biologie, la présence d'un exosquelette limitant l'exposition par les métaux en solutions et l'exposition par voie digestive sont évoquées.

Exemple n°4 : Des essais de corrélation entre la biodisponibilité du Cd et du Pb dans le sol (évaluée par extraction au CaCl_2 ou DGT) et la bioaccumulation dans l'escargot ne reflètent pas ce qui est biodisponible pour l'escargot exposé aux sols contaminés étudiés au laboratoire pendant 28 jours. Les méthodes ne reflètent pas correctement l'influence du pH et de la teneur en matière organique du sol sur l'organisme. Pour le Pb, c'est la teneur totale qui décrit le mieux la biodisponibilité sans qu'on puisse distinguer l'influence des facteurs du sol mis en jeu.

D'une manière générale, la validation de méthodes physico-chimiques pour l'estimation de la biodisponibilité des contaminants dans les sols doit se faire par le biais d'une comparaison avec des méthodes biologiques de laboratoire ou encore avec des mesures de terrain mais cette étape de validation reste encore très largement imparfaite.

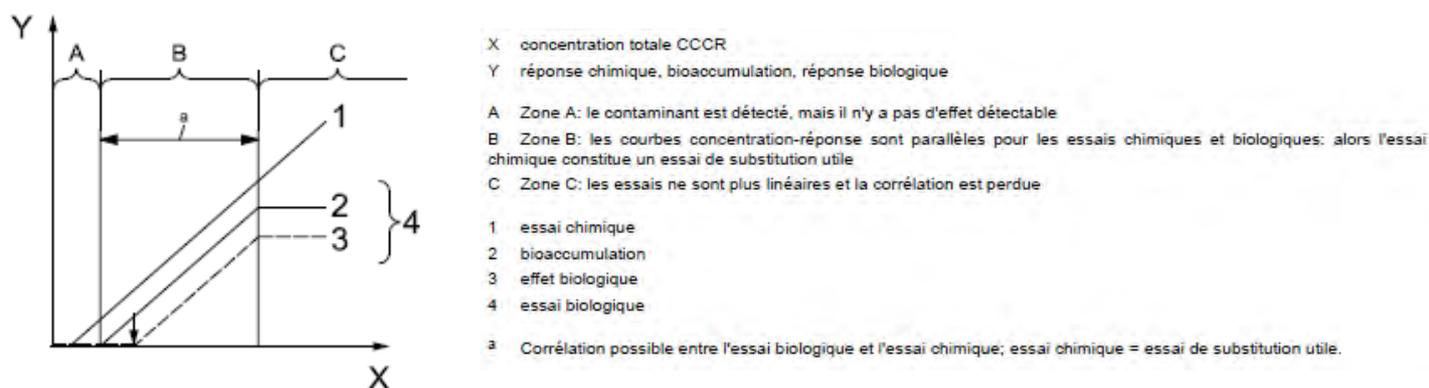


Figure 8 - Relation entre essais chimiques et biologiques (ISO 17402) (CCCR : Charge Critique du Corps en Résidus)

Ainsi, à notre connaissance il n'y a pas de consensus actuellement (c'est-à-dire pas d'extractant « universel ») et il faut donc faire plusieurs extractions pour tenter d'approcher la biodisponibilité de divers métaux pour un organisme.

Des recherches sont donc encore nécessaires pour préciser les possibilités de couplage des méthodes de mesure de la disponibilité environnementale et de la biodisponibilité. Un groupe de travail ISO s'y attache et travaille notamment sur un nouveau sujet de travail (NWI, ISO 2009) pour la mesure de la disponibilité environnementale des métaux (Figure 8). Trois projets sont également en cours pour les contaminants organiques. Ces textes concluent de façon objective que les difficultés de modélisation de la biodisponibilité à partir de méthodes chimiques peuvent résulter du fait que :

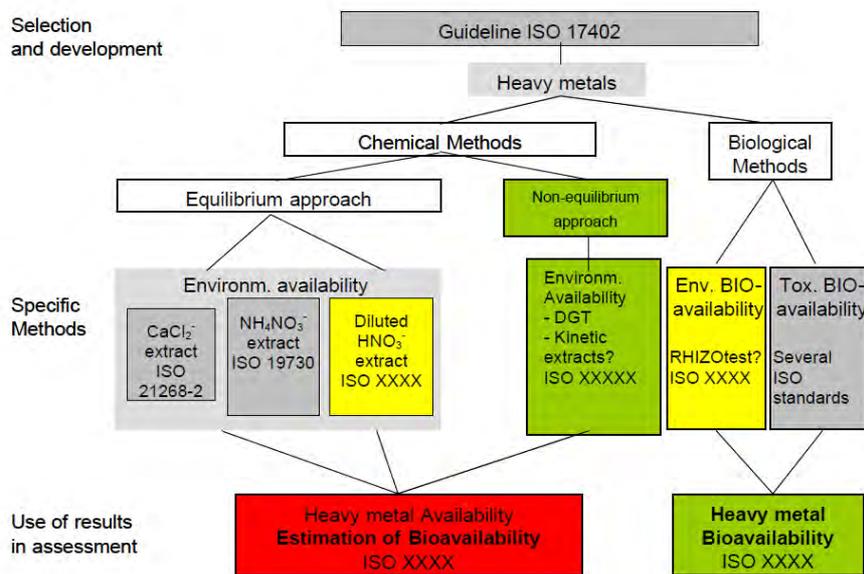
1) la biodisponibilité des métaux peut être fortement dépendante de processus cinétiques et donc ne pas

conduire à un état d'équilibre, le pool de métaux liés à la phase solide du sol pouvant par exemple alimenter progressivement au cours du temps la solution du sol. Cela conduit à mieux développer et à utiliser plus fréquemment des approches ne résidant pas sur un état d'équilibre (Tian *et al.*, 2008) ;

2) comme décrit dans l'ISO 17402, la disponibilité environnementale peut être modifiée par les organismes du sol à l'interface entre le sol et l'organisme (par exemple au niveau de la rhizosphère pour les plantes et de la drilosphère pour les vers de terre) ;

3) la biodisponibilité de métaux est très variable selon les espèces et même entre sous-espèces ou cultivars et que cette variabilité ne peut être mimée par un extrait de sol.

Ainsi, pour les points 2-3 il est nécessaire de faire appel à des méthodes biologiques pour une mesure plus directe de la biodisponibilité des métaux.



3. APPORTS ET ENJEUX POUR L'ÉRE

Parmi les **apports** de la mesure de la biodisponibilité dans le cadre d'une éRé on peut citer, qu'elle permet :

- de suivre le cheminement de contaminants persistants et bioaccumulables ;
- de caractériser l'exposition des organismes, et parfois d'être indicative d'effets toxiques (pour les contaminants rapidement dégradés et / ou excrétés, métabolisés par les organismes, la mesure de la bioaccumulation n'est pas pertinente et c'est la caractérisation des effets qui sera utilisée) ;
- d'établir des Valeurs Toxicologique de Référence dans les milieux et dans les organismes, lorsqu'on dispose d'informations sur la biodisponibilité environnementale et toxicologique.

Si la modélisation de l'exposition, des effets et des transferts de contaminants constitue un outil précieux quand on ne dispose pas de l'ensemble des analyses de terrain nécessaire à la réalisation d'une éRé (cf. atelier n°3), il est préférable d'acquérir des connaissances supplémentaires de type Biodisponibilité des contaminants du sol pour affiner la pertinence de ces modèles et/ou valider leurs prédictions. En effet, les modèles actuels qui permettent d'estimer les effets et/ou les concentrations dans les organismes sont parfois limités car ils sont basés soit sur peu de données ou sur des expérimentations de laboratoire effectuées sur des espèces peu représentées *in situ*, soit sur des modèles qui ne sont pas toujours adaptés car ils ne considèrent pas le fait que l'accumulation n'est pas toujours linéaire (cf. par ex. modèle US-EPA utilisé pour définir des concentrations dans des proies, ici vers de terre à l'aide de modèle du type : $\ln[\text{organisme}] = a \cdot (\ln[\text{sol}]) + b$ ou $[\text{organisme}] = \text{BAF} \times [\text{sol}]$; Sample *et al.*, 1998 et 1999). **Les auteurs de ces travaux indiquent très justement que les valeurs modélisées constituent un appui à l'éRé mais doivent être confortées par des données spécifiques du site étudié.**

Les **enjeux** de la mesure de la biodisponibilité sont notamment d'acquérir de nombreuses données de référence indispensables aux tentatives de modélisation visant à prédire les effets et les concentrations dans les organismes à partir de caractéristiques physico-chimiques des polluants et du milieu en relation avec la bioaccumulation et la toxicité potentielle.

4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bermond A, Varrault G 2004 Application of a kinetic fractionation of trace elements (Cd, Cu & Pb) in polluted soil samples. *Environmental Technology* 25, 293-300. Bravin N.M., Le Merrer B., Denaix L., Schneider A., Hinsinger P. Copper uptake kinetics in hydroponically-grown durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) as compared with soil's ability to supply copper. *Plant Soil* (2010a) 331:91–104

Bravin M.N., Michaud A.M., Larabia B., Hinsinger P. (2010) RHIZOtest: A plant-based biotest to account for rhizosphere processes when assessing copper bioavailability. *Env Poll.*, 158, 3330-3337

de Vaufléury A (2005). Bioaccumulation et biomagnification dans la faune terrestre. Evaluation des risques pour les écosystèmes- Expérience françaises et québécoises sur la mise en oeuvre des méthodes et des outils. Recueil des interventions- Journée d'information et d'échanges 17 mars, Paris. 8p.

de Vaufléury A., Gimbert F. (2006) « Bioaccumulation, biomagnification des polluants dans la faune terrestre : un outil pour la biosurveillance des écosystèmes ». Synthèse bibliographique réalisée dans le cadre de la convention Ademe-Université Franche-Comté n°01 75 037. 598p. Document, actualisé en 2008, en cours de publication en collaboration avec l'ADEME et EDP Sciences.

Fritsch C., Coeurdassier M., Gimbert F., Crini N., Scheifler R., de Vaufléury (2011). Investigations of responses to metal pollution in land snail populations (*Cantareus aspersus* and *Cepaea nemoralis*) from a smelter-impacted area. *Ecotoxicology*, 20, 739-759.

Gimbert, F., de Vaufléury, A., Douay, F., Scheifler, R., Coeurdassier, M., Badot, P.M., (2006). Modelling chronic exposure to contaminated soil: a toxicokinetic approach with the terrestrial snail *Helix aspersa*. *Environ. Int.* 32, 866-875.

Hamelink J.L., Landrum P.F., Bergman H.L., Benson W.H. (1994) Bioavailability: physical, chemical and biological interactions, CRC Press, Boca Raton, FL.

ISO (2008) Soil quality - Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. ISO 17402:2008. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland

ISO 2009 - NWIP Soil quality — Assessment of the environmental bioavailability in soil — Use of soil extracts for the measurement of metal availability and the estimation of metal bioavailability to organisms. ISO TC190/SC7

Koster M., Reijnders L., van Oost N.R., Peijnenburg W.J.G.M. (2005). Comparison of the method of diffusive gels in thin films with conventional extraction techniques for evaluating zinc accumulation in plants and isopods. *Environ. Pollut.* 133, 103-116.

Lanno R, Wells J, Conder J, Bradham K, Basta N. 2004. The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotox Env Safety*, 57, 39-47.

Pauget B., 2008. De la disponibilité environnementale à la biodisponibilité : impact des paramètres du sol sur le transfert de métaux vers l'escargot *Helix aspersa*. Master Sciences, Santé, Technologie, Université de Franche Comté.

Peijnenburg W.J.G.M., Posthuma L., Eijsackers H.J.P., Allen H.E. (1997) A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotox Env Safety*, 37, 163-172.

Sample B.E., Beauchamp J.J., Efroymson R.A. & Suter II G.W. (1998). Development and validation of bioaccumulation models for small mammals. ES / ER / TM-219. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.

Sample B.E., Suter II G.W., Beauchamp J.J. & Efroymson R.A. (1999). Literature-derived bioaccumulation models for earthworms: development and validation. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18, 2110-2120.

Sizmur A., Hodson M.E. (2009). Do earthworms impact mobility and availability in soil ? A review. *Env Poll*, 159, 1981-1989.

Tian Y., Wang X., Luo J., Yu H., Zhang H. 2008. Evaluation of holistic approaches to predicting the concentrations of metals in field-cultivated rice. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 7649-7654.



Atelier 2

OUTILS D'ÉVALUATION DE LA BIODISPONIBILITÉ DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS ET APPORT EN ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTÈMES (ÉRÉ)

Animateurs :

- **Gaëlle Triffault-Bouchet** - Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs, Canada.
- **Annette de Vaufleury** - Université de Franche-Comté, UMR Chrono Environnement, Besançon.
- **Laure Lemal** - CIRAD/PERSYST - UPR 78 Recyclage et Risque, Montpellier.

Atelier n°2 - Sommaire

- ✓ Utilisation de l'ÉRé au Québec (Qc, Canada) : exemple de contexte d'application 
- ✓ Concepts: disponibilité et biodisponibilité 
- ✓ Intérêt de la biodisponibilité en ÉRé ? 
- ✓ Quels outils pour évaluer dispo- et biodisponibilité? Choix?
- ✓ Exemples d'évaluation de la biodisponibilité pour
 - Un invertébré du sol: escargot 
 - Une plante: blé dur 
- ✓ Perspectives
- ✓ Etudes de cas 

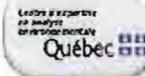
Séminaire ÉRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Utilisation de l'ÉRÉ au Québec

Utilisation de l'ÉRÉ pour les sols et les terrains contaminés au Québec (Qc, Canada)



Gaëlle TRIFFAULT-BOUCHET
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs



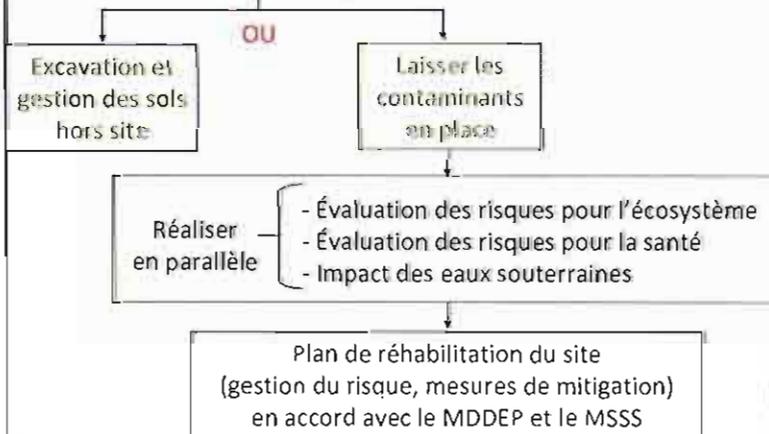
2

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Utilisation de l'ÉRÉ au Québec : Contexte

1. Comparaison à des critères génériques de qualité des sols, B (résidentiel) et C (industriel)

2. Si $> B$ ou $> C$: 2 options de gestion :



3

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Utilisation de l'ÉRÉ au Québec : Outils

- Approche similaire à ce qui est réalisé pour évaluer les risques pour la santé humaine
- Approche basée sur le risque, méthode du quotient (PÉRE; CEAQ, 1998) : <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/>

$$IR = \frac{EE}{Vr\acute{e}f}$$

IR : indice de risque estimé
EE : exposition estimée
Vréf : valeur de référence



- Les valeurs de référence (basées sur des résultats d'essais de toxicité en laboratoire)
- Utilisation de paramètres d'exposition pour les oiseaux et les mammifères (<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/>)
- Modélisation des transferts sol – organismes, proie – prédateur



4

Séminaire ÉRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Utilisation de l'ÉRÉ au Québec : Besoin

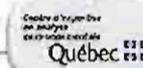
- Approche le plus souvent conservatrice car utilisation des concentrations en contaminants totaux



- Quelques cas d'utilisation des concentrations en contaminants dans les vers de terre pour alimenter les modèles mais encore très rare !!!
- Quelques cas d'utilisation des essais de toxicité mais encore très rare !!!



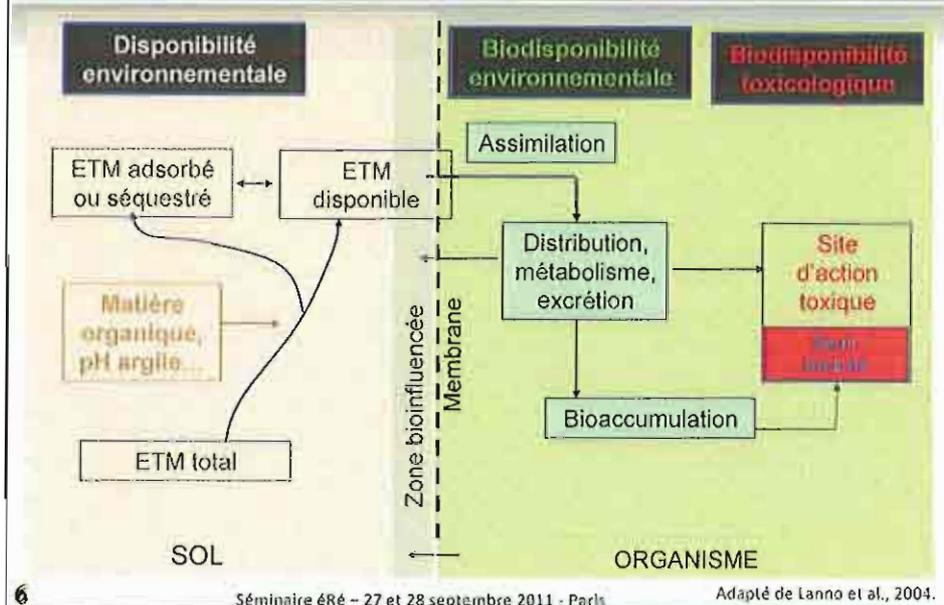
- Besoin de mesurer la biodisponibilité des contaminants :
 - pour disposer d'un portrait plus représentatif des risques encourus par l'écosystème ;
 - ajuster les mesures de gestion en conséquence.



5

Séminaire ÉRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

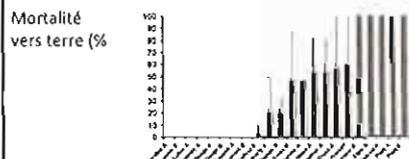
Concepts disponibilité/biodisponibilité



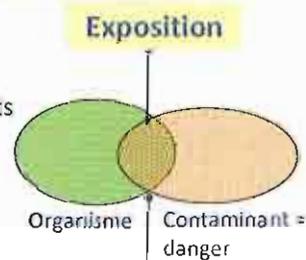
Intérêt de la biodisponibilité en éRé ?

Le transfert milieu – organismes de contaminants et les effets biologiques :

- ✓ ne sont pas toujours liés à la concentration totale d'un contaminant dans un sol ou dans les sédiments

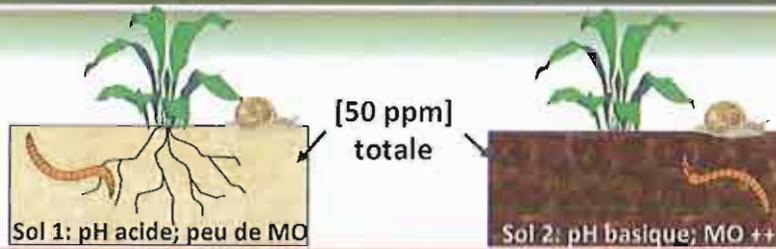


- ✓ dépendent de la fraction biologiquement disponible
- ie biodisponible pour l'organisme étudié
- ✓ La biodisponibilité module l'exposition et donc le risque



NON PRISE EN COMPTE DE LA BIODISPONIBILITÉ
 =
MAUVAISE ESTIMATION DE L'EXPOSITION et donc du RISQUE

Intérêt de la biodisponibilité en éRé ?



Comprendre qu'un contaminant peut être prélevé ou non par des organismes dans divers sols

Transfert / accumulation	+++	---
et/ou effet toxiques	++	--
⇒ biodisponibilité	++	⇒ biodisponibilité --

Problème actuel: éRé ne considère pas la biodisponibilité
 et donc que le type de sol utilisé pour l'évaluation du danger du contaminant peut être différent du sol du site d'étude:
 Se baser sur [totale] peut conduire à SUR ou SOUS- estimer le risque

8

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Intérêt de la biodisponibilité en éRé ?



Considérer que les réponses biologiques varient selon :

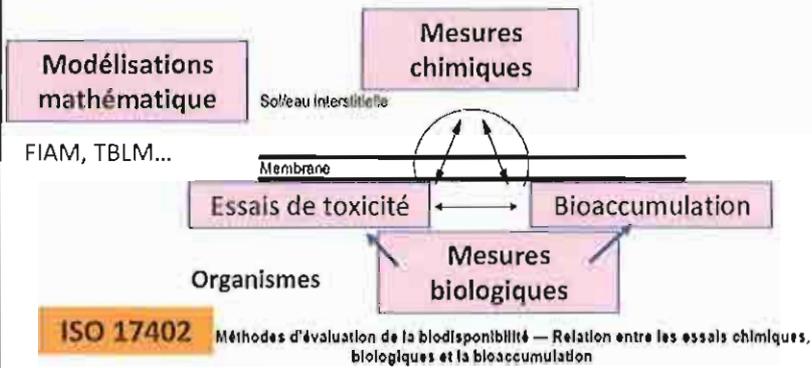
- ✓ les caractéristiques des sols, du milieu;
- ✓ l'organisme considéré (biodisponible POUR...);
- ✓ le contaminant considéré.

9

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Outils pour évaluer dispo et biodisponibilité

- Trois grandes classes d'outils en fonction de l'objectif :



- Exemples d'outils normalisés ou en cours de normalisation

Outils pour évaluer la disponibilité

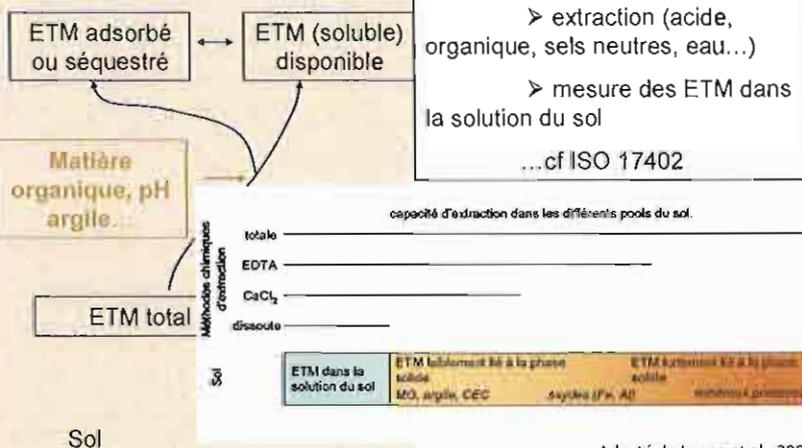
Disponibilité environnementale

Estimée par des **indicateurs chimiques**

Méthodes chimiques d'évaluation de la mobilité des contaminants :

- extraction (acide, organique, sels neutres, eau...)
- mesure des ETM dans la solution du sol

...cf ISO 17402

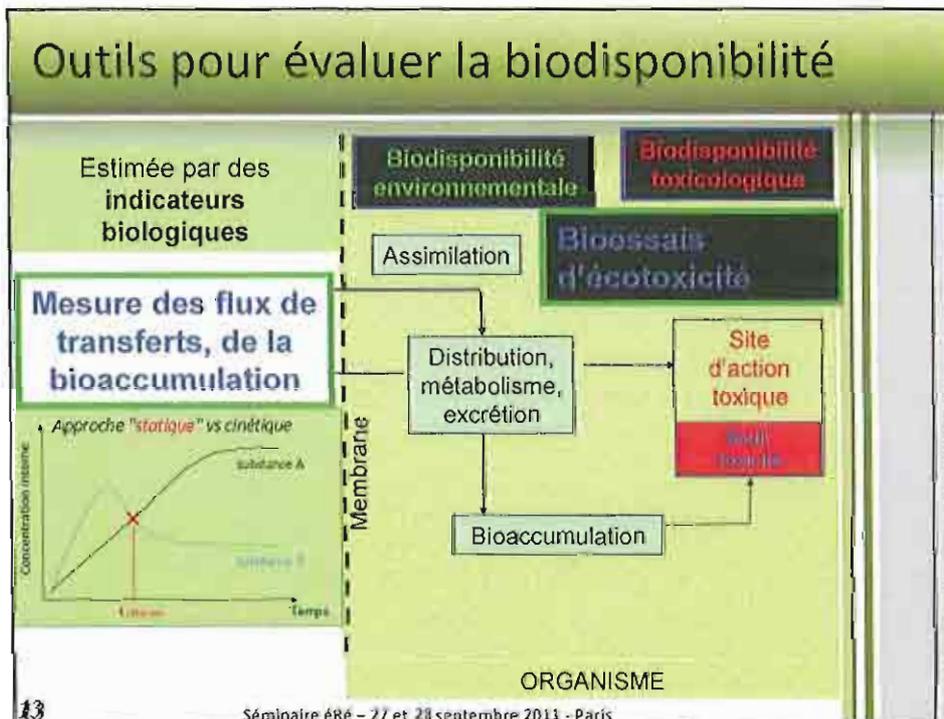


Adapté de Lanno et al., 2004.

Table 1 — Chemical methods to estimate the bioavailable fraction (+ = promising, - not recommended)

Approach	Result Simulates	Pathway to organisms	Method	Calibrated		Recommended	Limitations	
				Contaminant	Target			
Neutral extract	Amount in pore water	Direct contact with water	Neutral water extract (NaNO ₃ ; KNO ₃ ; NH ₄ NO ₃ ; CaCl ₂)	Various heavy metals	Soil organisms, plant uptake	+	NH ₄ NO ₃ may reduce pH in low buffered soils. CaCl ₂ may reduce DOC concentrations, particularly in soils with low Ca content Poorly soluble compounds Depends on concentration of salt Difference in electrolyte concentration in sample and extract	
		Direct contact with water	Extraction of pore water	Various heavy metals	Soil organisms, plant uptake	+		Pore water not available in dry soil Equilibration time if water is added
		Transport	Leaching test	Inorganic/organic	Ground-water	+		Poorly soluble compounds
Separation by diffusion	Free metal concentration	Uptake	DMT, DOT	Inorganic	Soil organisms, plant uptake	+	Specialized equipment	
Acid extraction	Potential soluble amount in water	Uptake	Acid extract (HNO ₃)	Various heavy metals	Plant uptake after including	+		

12



13

Table 2 — International Standards for the determination of the toxicity of chemicals on soil organisms (laboratory tests). Tests marked with an asterisk are validated for the assessment of soils

Soil function affected: Habitat function						
Organism	Measuring parameter	Habitat	Most important exposure route		Method	
			For soluble substance	For poorly soluble substance		
Microorganisms	Nitrification, N-mineralization (incubation: 28 d) <i>Aspicillium</i>	Water film of soil pores	Pore water	Pore water	ISO 14233	ISO 15685*
Enchytraeids: <i>Enchytraeus albidus</i> (mesofauna)	Reproduction	Water film of soil pores	Pore water	Pore water	ISO 15387 *	
Collembolans: <i>Folsomia candida</i> (mesofauna)	Reproduction	Air filled soil pores	Pore water	Pore water	ISO 11267*	
Higher plants: Mono- <i>Adicolyledonous</i> species	Emergence, growth		Bulk soil	Pore water	Pore water	ISO 11269-2*
Earthworms: <i>Eisenia fetida</i>	Juvenile land snails: <i>Helix aspersa aspersa</i>	Growth	Bulk soil	Pore water	Skin uptake feeding	ISO/FDIS 16952*
	<i>Oxythya funesta</i>	Mortality				ISO 20963
	<i>Brassica rapa</i> , <i>Avena sativa</i>	Growth, reproduction	Bulk soil	Pore water	Pore water	ISO 22030
	<i>Caenorhabditis elegans</i> (Nematoda)	Growth, fertility, reproduction				ISO/WD 10972 (Doc ISO/TC 147/SC5N 0583)
Soil function affected: Retention function						

Séminaire éRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Outils – comment choisir ?

Le choix de(s) méthode(s) est fonction de l'objectif de la mesure

- ✓ Comparer le comportement (contaminant + ou – mobile) dans divers sols contaminés sans avoir de cibles biologiques précises
- ✓ Etudier les facteurs (pH, Mo etc..) contrôlant la biodisponibilité d'un contaminant du sol pour un ou des organismes
- ✓ Modéliser les transferts d'un contaminant du sol pour un ou des organisme(s)

OUTILS

Chimiques

- ✓ Réaliser une biosurveillance de la qualité des sols à différents niveaux trophiques
- ✓ Mesurer l'exposition réelle des organismes aux contaminants présents dans le sol

Biologiques

- ✓ Modéliser les transferts et les effets dans les chaînes trophiques

Mathématiques



Exemple pour un invertébré du sol: l'escargot

- Site minier: les métaux sont ils biodisponibles?
- Outil biologique:  transfert en 28 jours, survie

In situ



En laboratoire



Cliché: Gimbert F.

Laitue

Sol

- Outils chimiques: CaCl_2 ; DGT



16

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple pour un invertébré du sol: l'escargot

SNAIL WATCH *in situ* : transfert du plomb

GRADIENT de POLLUTION



Site contrôle

Site: P1

Site: P2

Site: P3

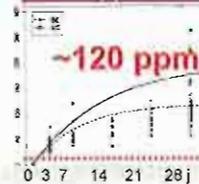
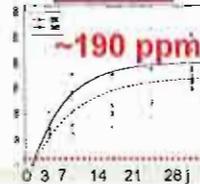
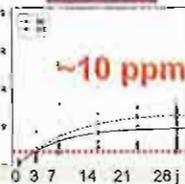
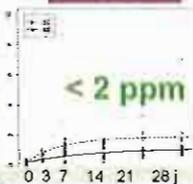
115

1201

2816

7821 ppm Pb

[Pb] tissus mous



Fritsch et al. (Ecotoxicology, 2011)



17

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple pour un invertébré du sol: l'escargot

SNAIL WATCH *in situ*



Concentrations en Pb (ppm = mg.kg⁻¹):

Zone	Pb sol totale	Pb sol CaCl ₂
contrôle	115	0.06 (0.05%)
P1	1201	0.3 (0.025%)
P2	2816	0.38 (0.01%)
P3	7821	1.67 (0.02%)

Pas de corrélation entre :

Disponibilité

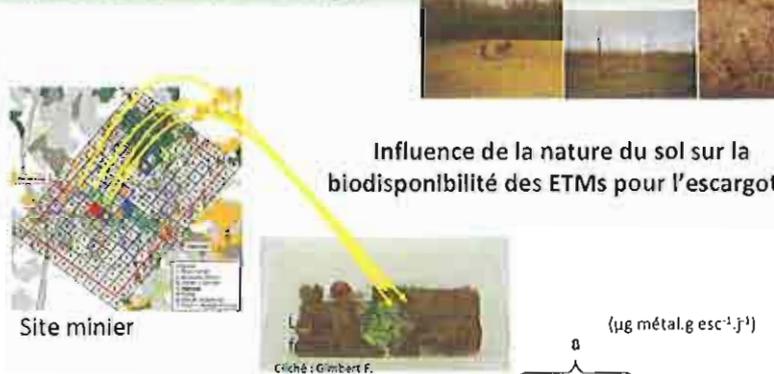
BIODisponibilité

18

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple pour un invertébré du sol: l'escargot

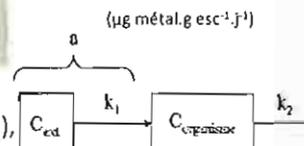
SNAIL WATCH en laboratoire



Influence de la nature du sol sur la biodisponibilité des ETMs pour l'escargot ?

Site minier

- Estimation des flux entrant et sortant (a et k_2),



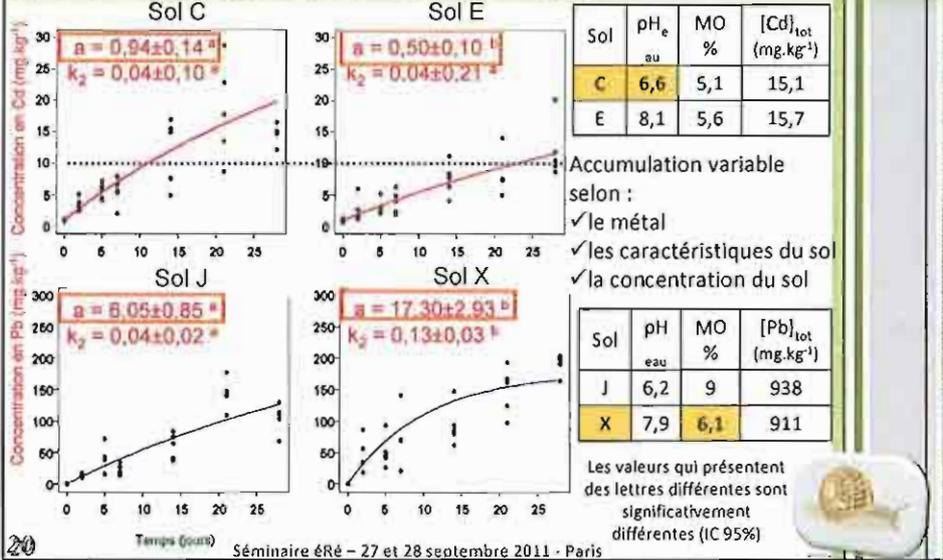
- Évaluation de la **biodisponibilité** basée sur les flux d'assimilation (a),

19

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple pour un invertébré du sol: l'escargot

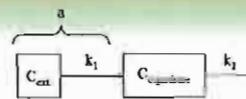
Biodisponibilité du Cd et du Pb pour l'escargot



Comment considérer les paramètres du sol dans l'évaluation des risques de transfert ?

Fonctions multivariées reliant

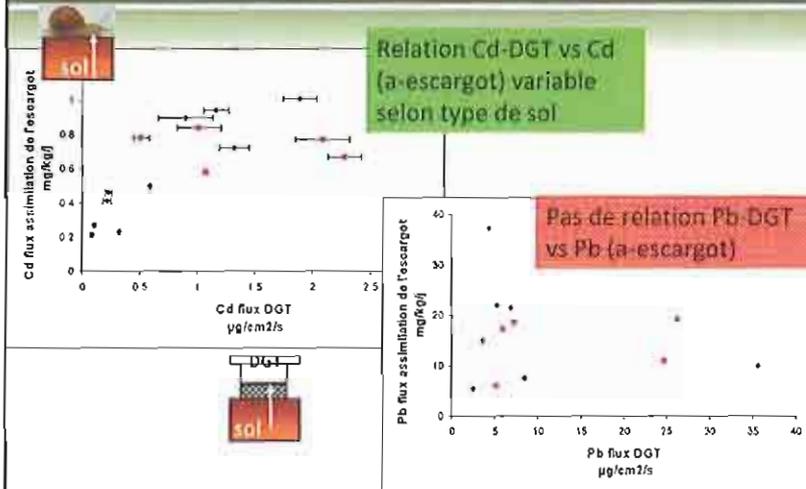
- ✓ les paramètres caractérisant la biodisponibilité (k₁, taux d'absorption; (a) flux d'assimilation)
- ✓ les caractéristiques du sol
- ✓ les fractions extractibles:



Métal	Méthode	Equation multivariée	p-value	r ² _{adj}
Cd	Total	$a = 0.27^{***} + 0.02 Cd_{tot}^{***}$	<0.001	0.56
Pb	Total	$a = 1.10 + 0.01 Pb_{tot}^{***}$	<0.001	0.77

Pauget B. (In prep., thèse 2008-2011)

Physico-chimie vs biologie



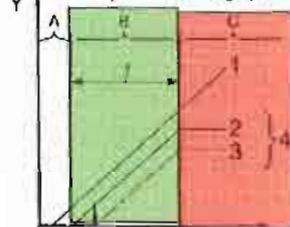
Flux d'assimilation du Cd et du Pb chez l'escargot en fonction du flux de Cd et de Pb mesuré par DGT pour des sols contrastés issus d'un site contaminé (■ : pH < 7 ; ◆ : pH > 7) (Gimbert et al. in prep.)

22

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Physico-chimie vs biologie

Réponse chimique, bioaccumulation, réponse biologique



X Concentration totale

✓ Pas d'extractant universel

✓ Vérifier la validité des extractants utilisés vs données biologiques pour divers récepteurs écologiques

- 1: essai chimique
- 2: bioaccumulation
- 3: effet biologique
- 4 essai biologique

ISO 17402; fig.3

Zone A: contaminant détecté mais pas d'effet détectable

Zone B: corrélation possible entre essai biologique et essai chimique: essai de substitution utile

Zone C: corrélation perdue entre essai biologique et essai chimique (essai de substitution impossible)

23

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Le RHIZOtest

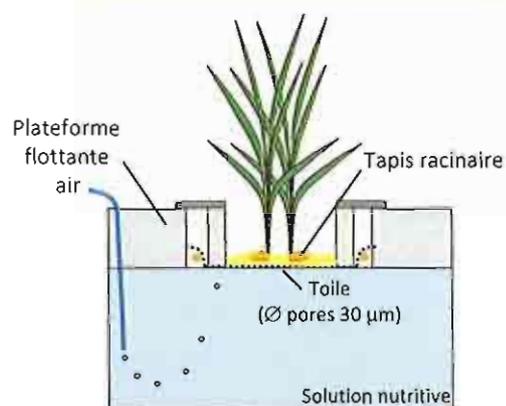
- Outil de la recherche : transferts sol \leftrightarrow plante
- Créé dans les années 1990 (P. Hinsinger, INRA)
- Projet de normalisation : NormaRHIZO



24

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Principe du RHIZOtest



- ① Phase de préculture (hydroponie)
2 semaines

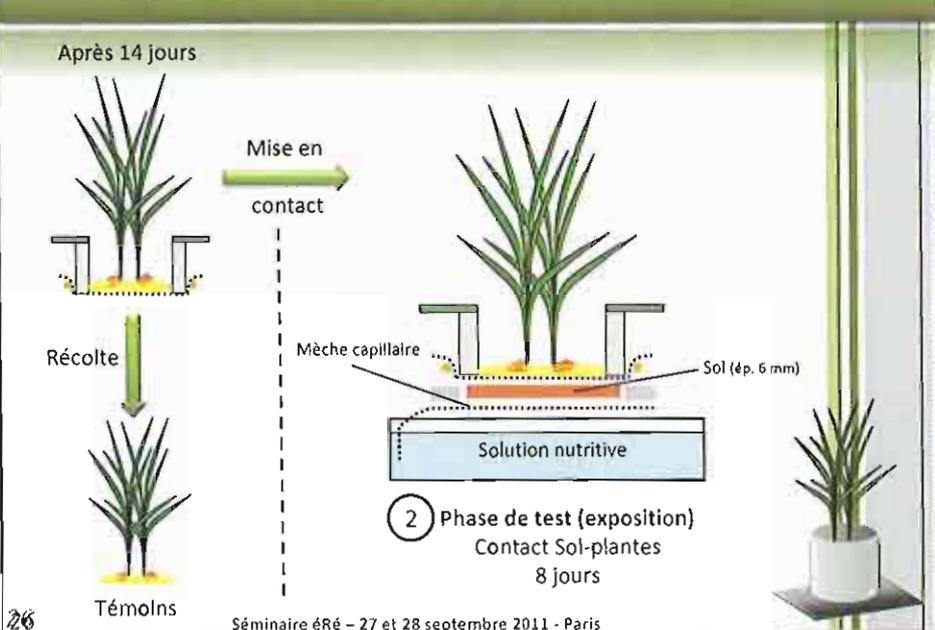
25

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Principe du RHIZOtest



Principe du RHIZOtest



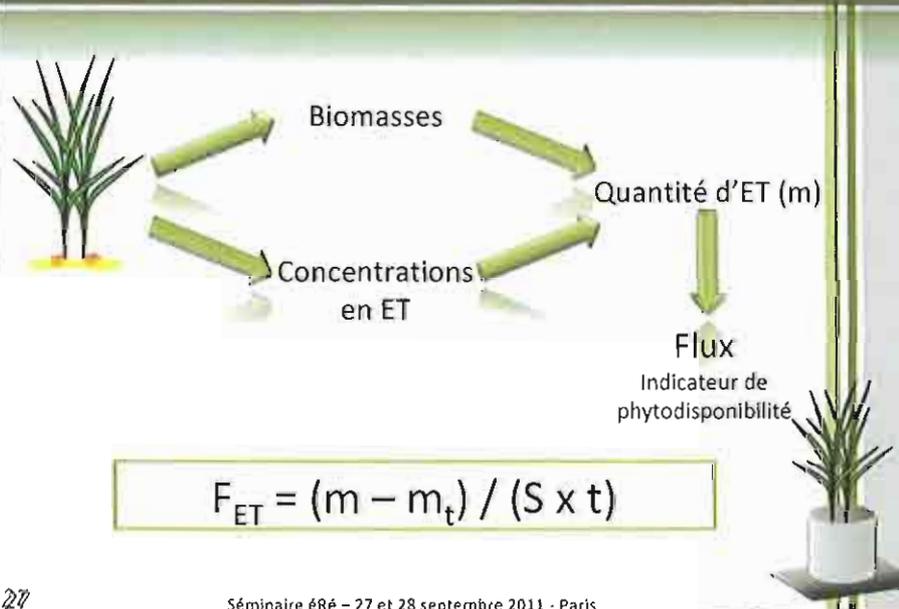
Principe du RHIZOtest



26

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Principe du RHIZOtest

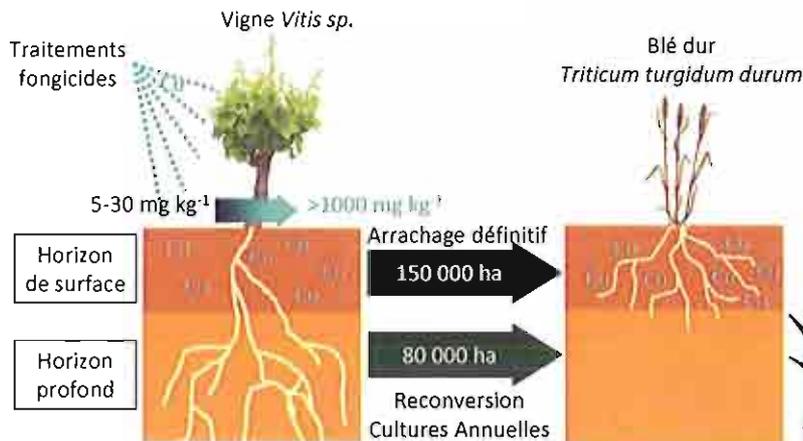


27

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple d'application du RHIZOtest

Contamination en Cu des sols viticoles :



28

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple d'application du RHIZOtest

Observations in-situ :



Chlorose ferrique symptôme de toxicité du Cu

29

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple d'application du RHIZOtest

Problématique :

Etant donné la présence de phytotoxicité du Cu pour le blé cultivé sur certains anciens sols viticoles :

1) quels types de sols (propriétés) sont à risques ?

2) quel outil (physico-chimique ou biologique) est le plus adapté pour cette évaluation ?

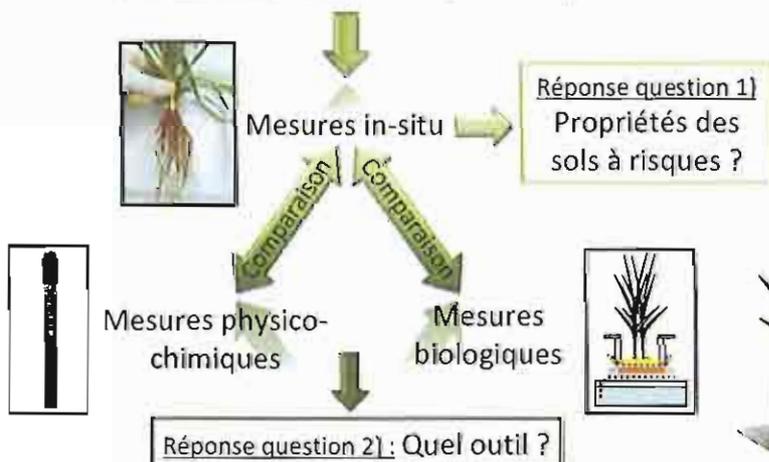


30

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple d'application du RHIZOtest

Sols (44 sites)	Min	Max
pH _{CaCl2}	3.9	7.8
Cu tot (mg kg ⁻¹)	32	184

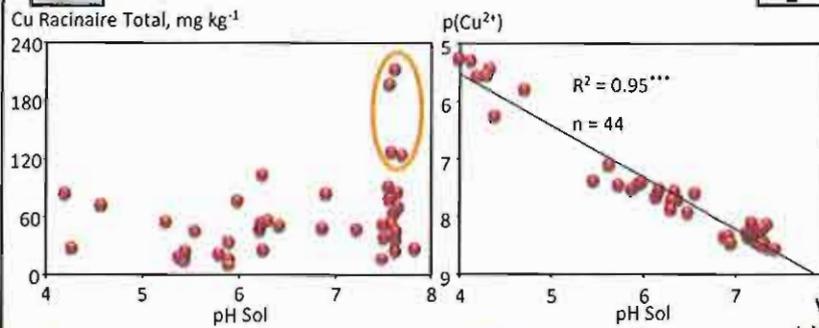


31

Exemple d'application du RHIZOtest



Biodisponibilité du Cu en fonction du pH
Comparaison in-situ et physico-chimiques



→ Biodisponibilité Cu non corrélée pH
Sauf pour certains sols calcaires (pH>7)

→ Biodisponibilité du Cu ↘
quand pH ↗

→ Pas de corrélation entre pH et biodisponibilité du Cu

→ Pas de corrélation entre mesures physico-chimiques et in-situ

32

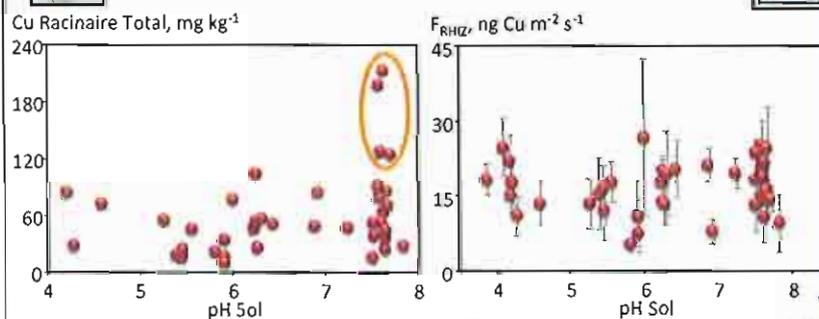
Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris



Exemple d'application du RHIZOtest



Biodisponibilité du Cu en fonction du pH
Comparaison mesures in-situ et biologiques



→ Biodisponibilité Cu non corrélée pH
Sauf pour certains sols calcaires (pH>7)

→ Biodisponibilité du Cu non
corrélée avec le pH

→ Pas de corrélation entre pH et biodisponibilité du Cu

→ Bonne corrélation entre mesures biologiques et in-situ

33

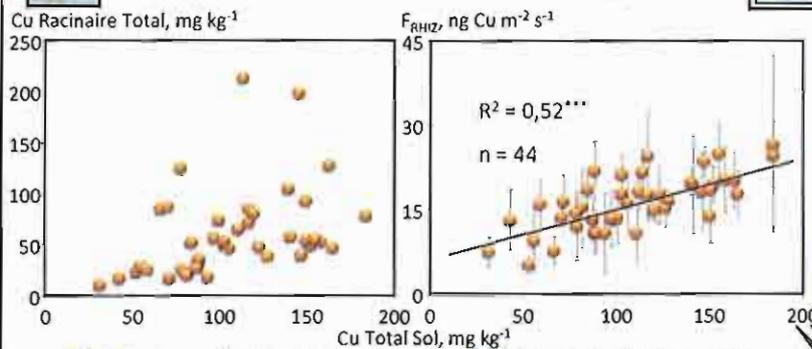
Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris



Exemple d'application du RHIZOtest



Biodisponibilité en fonction du Cu total du sol
Comparaison mesures in-situ et biologiques



- ➔ Biodisponibilité du Cu corrélée au Cu total du sol
- ➔ Biodisponibilité du Cu corrélée au Cu total du sol
- ➔ Corrélation entre Cu total du sol et biodisponibilité du Cu
- ➔ Bonne corrélation entre mesures biologiques et in-situ

34

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Exemple d'application du RHIZOtest

Conclusions :

Etant donné la présence de phytotoxicité du Cu pour le blé cultivé sur certains anciens sols viticoles :

1) quels types de sols (propriétés) sont à risques ?

➔ Sols calcaires à fortes concentrations en Cu total

2) quel outil (physico-chimique ou biologique) est le plus adapté pour cette évaluation ?

➔ RHIZOtest reproduit les conditions in-situ : biodisponibilité
Mesures physico-chimiques indiquent la disponibilité

35

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Avantages et limites du RHIZOtest

Limites :

- Plus long et plus coûteux que les tests physico-chimiques
- Artificialisation de la surface de contact

Avantages :

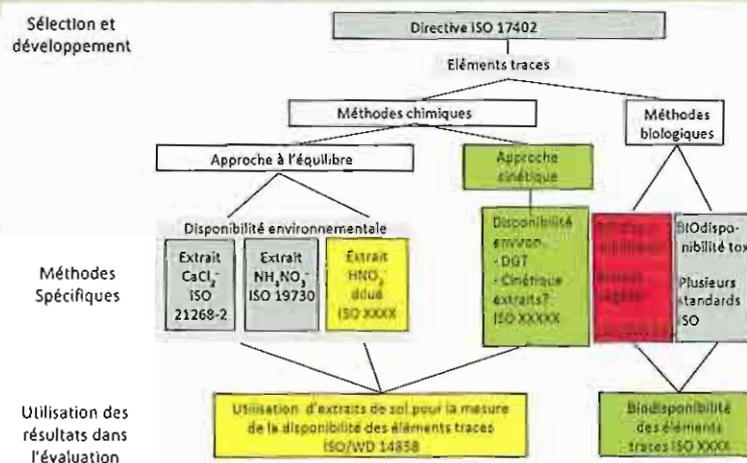
- Détermination de la phytodisponibilité spécifique
- Accès facilité aux racines propres
- Possibilité de tester de nombreuses modalités (60 dispositifs/m²)
- Limitation des effets confondants
(problème de structure, pH très acide, déficience en majeurs)
- Validé pour une large gamme :
 - d'ET dont radioéléments
 - d'espèces
 - de sols



36

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

La normalisation du RHIZOtest ISO CD 16198



37

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Étude de cas

Utilisation des outils d'évaluation de la biodisponibilité pour l'ÉRÉ au Québec (Qc, Canada)



Gaëlle TRIFFAULT-BOUCHET
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ministère du développement durable, de l'environnement et des Parcs



38

Séminaire éRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

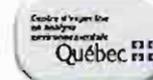
Biodisponibilité et démarche éRé

Objectifs

- Disposer d'un portrait plus représentatif du risque encouru par l'écosystème et les organismes récepteurs
- Contaminants ciblés : métaux et métalloïdes

Défis

- Sélectionner les outils d'évaluation de la biodisponibilité à utiliser (biologie et chimie)
- Définir des lignes directrices pour la mise en œuvre de ces outils et l'interprétation des résultats obtenus



39

Séminaire éRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Méthodologie

1. • Évaluation expérimentale de batteries d'essais de toxicité et de mesures physico-chimiques pour l'évaluation des risques liés à des sols contaminés
• Revue de littérature et analyse des méthodologies proposées ou à l'étude par d'autres juridictions et pays.



- Proposition d'une méthode éRé basée sur les outils d'évaluation de la biodisponibilité, sélectionnés sur la base des résultats obtenus avec les batteries d'essais évaluées

2. • Mise en œuvre de la méthode retenue pour des sites particuliers (ex : site minier)

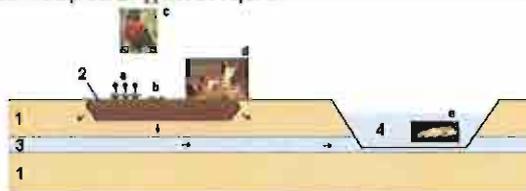


40

Séminaire éRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Modèle conceptuel générique

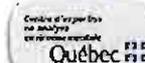


- 1 : sol non contaminé
2 : sol contaminé par des métaux et des métalloïdes
3 : eau souterraine
4 : eau de surface

Les récepteurs :

- a : végétaux
b : invertébrés du sol
c : oiseaux
d : mammifères
e : poissons

- Volet eau souterraine et eau de surface couvert par d'autres articles de la *Politique*



41

Séminaire éRé – 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Études expérimentales

Étude 2004 - 2007 :

- 6 sols
- Contamination en cuivre et en nickel, essentiellement

Étude 2010 :

- Sol A, contaminé en As (760 ppm), Cr (1600 ppm) et Cu (1100 ppm)
- Sol B, contaminé en Cu (180 ppm) et Pb (3100 ppm)
- Sol C, contaminé en Cu (8100 ppm), en Pb (3400 ppm), Sn (1600 ppm) et Zn (5900 ppm)



42

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Étude expérimentale, 2004 - 2007

- Disponibilité environnementale

Paramètre	Méthode d'extraction	Méthode d'analyse
Métaux totaux	Eau régale (HCl, HNO ₃)	ICP-MS
Métaux extractibles	Lixiviation à l'eau, pH = 7,0	ICP-MS
	Simulation des pluies acides (lixiviation), HNO ₃ , pH = 4,2	
	TCLP (<i>Toxicity Characteristic Leaching Procedure</i>), CH ₃ COOH, pH = 2,89 ou 4,93.	

- Biodisponibilité environnementale

Essais de toxicité
Toxicité terrestre sur sol non dilué
Germination du radis <i>R. sativa</i>
Germination et croissance (tiges et racines) de l'orga <i>H. Vulgare</i>
Toxicité létale chez le ver de terre <i>E. andrei</i>
Toxicité aquatique sur tixiviat, CL ₅₀
Toxicité létale chez la daphnie <i>D. magna</i>



43

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Quelques résultats, 2004 - 2007

➤ Contenu total en métaux

Orange : B-C
Rouge : > C

	Sol 2	Sol 13	Sol 14	Sol 15	Sol 16	Sol 17
pH	8,4	6,9	6,9	5,3	6,4	4,7
Conductivité	80	22	14	18	18	22
As	31	11	6,0	12	17	0,0
Ba	< LD	34	22	36	60	28
Cd	< LD	0,2	< LD	< LD	< LD	< LD
Cr	< LD	132	188	72	160	14
Cu	971	5,2	7,6	4,0	21	14
Mn	590	Non dosé				
Mo	0,0	Non dosé				
Ni	< LD	139	185	1000	221	16
Pb	240	10	7,3	11	17	11
Se	< LD	< LD	< LD	0,6	< LD	< LD
Zn	270	40	40	24	62	56

Centre d'expertise
en analyse
environnementale
Québec

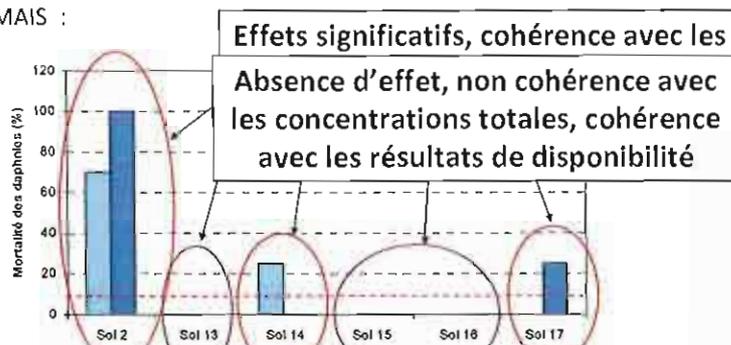
44

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Quelques résultats, 2004 - 2007

- Disponibilité : quelque soit la méthode d'extraction, métaux peu disponibles.
- MAIS :



➤ Aspect intégrateur des essais de toxicité

Centre d'expertise
en analyse
environnementale
Québec

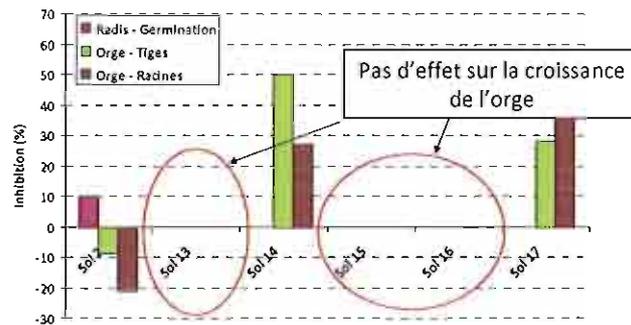
45

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

Quelques résultats, 2004 - 2007

- Pas d'effet sur la mortalité des vers de terre, 14 jours
- Pour les plantes :



- Pertinence de l'utilisation des outils d'évaluation de la biodisponibilité dans le cas des sols 13, 15 et 16



46

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

Biodisponibilité et démarche éRé

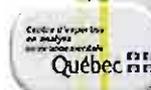
Étude expérimentale, 2010

- Disponibilité environnementale

Paramètre	Méthode d'extraction	Méthode d'analyse
Métaux totaux	Eau régale (HCl + HNO ₃), pH < 2,0	ICP-MS
Métaux extracibles	Lixiviation à l'eau, pH = 7,0	ICP-MS

Essais de toxicité
Toxicité terrestre sur sol non dilué
Germination et croissance (tiges) de l'orge <i>H. vulgare</i>
Toxicité létale chez le ver de terre <i>E. andrei</i> et bioaccumulation
Reproduction du ver de terre <i>E. andrei</i>
Toxicité aquatique sur lixiviat, CL ₅₀
Bioluminescence de la bactérie <i>P. phosphoreum</i>
Inhibition de la croissance de l'algue <i>P. subcapitata</i>
Toxicité létale chez la daphnie <i>D. magna</i>
Test de croissance des larves de tête de boule <i>P. promelas</i>

- Biodisponibilité environnementale et toxicologique



47

Séminaire éRé - 27 et 28 septembre 2011 - Paris

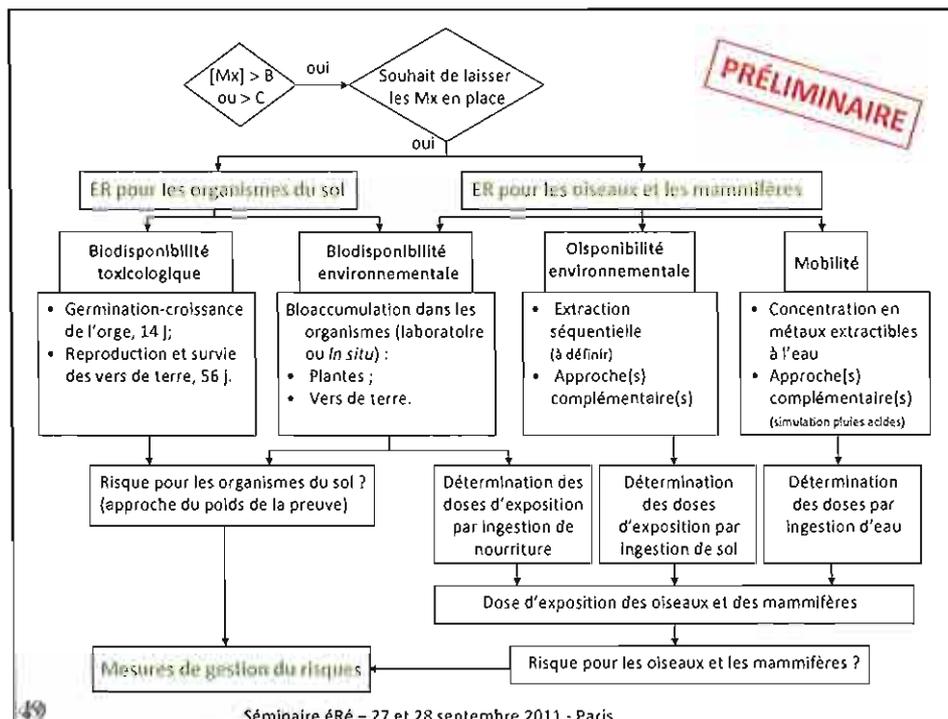
Biodisponibilité et démarche éRé

Quelques résultats, étude 2010

Paramètre	Sol A	Sol B	Sol C
pH	6,3	7,1	8,1
Conductivité, $\mu\text{S/cm}$	58	610	282
Humidité, %	13,9	15,0	23
<i>H. vulgare</i>			
Germination, % inhibition	4	0	12
Croissance (mm) des tiges, % inhibition	-17	-18	-5,4
Croissance (g) des tiges, % inhibition	-40	-23	-8,0
<i>E. andrei</i>			
Létalité, 14 j, %	0	0	20
Nombre de juvéniles, % inhibition	100	70	100
Croissance des juvéniles (g), % inhibition	1	3,6	1

Ces résultats soulignent :

- La nécessité d'étudier un grand nombre de paramètres d'effet;
- Le fait de ne pas négliger les effets sous-létaux dans la batterie d'essais de toxicité à utiliser



Séminaire

Quels outils pour l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes Terrestres liés à des terrains contaminés ?

Atelier n°3 Apports des outils de modélisation dans l'éRé

Animateurs

- **Clémentine Fritsch - UMR Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté**
- **Agnès Renoux – Sanexen, Québec**

Séminaire sur l'Evaluation des Risques pour les Ecosystèmes

SYNTHESE ATELIER N°3

« *Apport des outils de modélisation dans l'éRé* »

Clémentine Fritsch et Agnès Renoux

<p>Clémentine Fritsch Laboratoire Chrono-environnement UMR 6249 Université de Franche-Comté / CNRS, Usc INRA Place Leclerc F-25030 Besançon cedex T. +33 (0)3 81 66 57 10</p> <p>Téléphone 33 (0)3 81 66 57 10</p> <p>clementine.fritsch@univ-fcomte.fr http://chrono-environnement.univ-fcomte.fr/</p>	<p>Agnès Renoux Directrice adjointe - Analyse de risques SANEXEN Services Environnementaux Inc. 1471, boulevard Lionel-Boulet, Bureau 32 Varenes (Québec) J3X 1P7 Canada</p> <p>Tel: (450) 652 9990 poste 130 Fax: (450) 652 2290</p> <p>arenoux@sanexen.com www.sanexen.com</p>
---	---

1. POURQUOI MODELISER ?

De nombreux modèles peuvent être utiles dans le cadre de l'évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé), par exemple pour prédire les concentrations dans l'environnement (transfert sols-aquifères, dispersion, dépôts atmosphériques...), l'exposition des organismes aux polluants présents dans l'environnement, ou encore les effets des polluants sur les organismes (relations concentrations internes/effets mesurés, extrapolation de données individuelles pour évaluer des effets populationnels, extrapolation d'effets entre espèces...) [1]. Nous nous focaliserons ici sur les apports de la modélisation pour l'évaluation de l'exposition et la caractérisation du risque. L'évaluation de l'exposition est en effet un point-clé de la démarche globale d'éRé, et fait l'objet actuellement de nombreuses recherches car l'exposition reste difficile à quantifier.

1.1 Besoins identifiés

Considérant les 4 étapes de l'évaluation du risque (Figure 1), les 2 étapes intermédiaires que sont l'évaluation des relations dose/réponse et l'évaluation de l'exposition¹ peuvent nécessiter l'utilisation de modèles.



Figure 1. Etapes de l'évaluation du risque [2].

Si l'évaluation des relations dose-réponse peut être réalisée sur la base de données bibliographiques, l'évaluation de l'exposition est intrinsèquement site-spécifique et nécessite des données sur la zone étudiée [2-4].

Pour évaluer l'exposition, il faut identifier toutes les sources et les voies potentielles d'exposition (Figure 2).



Figure 2. Sources (encadrés fond gris) et voies (en rouge) d'exposition des animaux aux polluants en milieu terrestre.

La dose pour l'organisme cible considéré est ensuite calculée en sommant les doses liées à chacune des voies d'exposition, pour chacune des sources, tout au long de la durée d'exposition de l'organisme.

La dose appliquée est le plus souvent exprimée en tant que dose journalière, c'est-à-dire une quantité de polluant qui pourra être absorbée par jour (par exemple : en microgramme (μg) de polluant par gramme (g) d'organisme cible par jour (j), l'unité finale étant des $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$).

Pour caractériser le risque, la dose journalière sera comparée à une valeur toxicologique de référence adéquate. Il est à noter que, dans certains cas, la dose est caractérisée par la dose interne, c'est-à-dire par la concentration interne bioaccumulée au sein de l'organisme. Dans ce cas, la dose interne est comparée à des valeurs toxicologiques de référence basées sur les relations résidus internes/effets mesurés.

Les données nécessaires pour calculer la dose concernent :

- les concentrations (totales et/ou biodisponibles) en polluant dans les différentes sources d'exposition, y compris chacun des items alimentaires,
- l'écologie des organismes cibles (régime alimentaire, préférence d'habitat, comportement dont comportement spatial : taille du domaine vital, étendue et fréquence des déplacements...),
- la biologie des organismes cibles (durée de vie, développement, reproduction...),
- la physiologie d'accumulation des polluants des organismes cibles (absorption digestive, excrétion...).

Sur le terrain, il est en général possible de mesurer la dose potentielle (concentrations en polluant dans l'environnement : eau ou sol) et la dose interne (quantité de polluant accumulé dans un organisme). L'évaluation de la dose appliquée est plus compliquée : la mesure réelle de l'exposition *in natura* est peu envisageable en raison de la quantité des données requises et des difficultés techniques de mesure. Par conséquent, l'évaluation de l'exposition est basée sur une modélisation, qui constitue ici un outil indispensable.

¹ Définition de l'exposition

L'exposition d'un organisme est définie au sens strict comme le contact d'un organisme avec un agent chimique ou physique. D'un point de vue cinétique (évolution dans le temps), l'exposition est le processus par lequel l'organisme acquiert une dose [1; 5]. L'exposition permet donc de décrire et quantifier le contact entre une cible (organisme, système ou sub-population) et un agent (polluant) à une fréquence spécifique pendant une durée définie, et par conséquent l'exposition caractérise la possibilité et l'intensité du transfert du polluant du média (biotique ou abiotique) vers la cible, que ce soit par transfert trophique ou non [6]. Pour évaluer l'exposition passée, présente ou future d'un organisme cible, il convient de caractériser l'intensité de l'exposition (souvent exprimée par la concentration de l'agent dans la ou les sources d'exposition pertinentes), la définir temporellement (fréquence et durée du contact...) et spatialement (usage de la zone, proximité de la source, surface exploitée...) [7; 8]. Les sources d'exposition sont les médias (compartiments biotiques et abiotiques) dans lesquels se trouve le polluant : l'eau, l'air, le sol ou les sédiments et la biomasse. Les voies d'absorption sont les voies par lesquelles le polluant pénètre dans le milieu intérieur : pour les animaux, ce sont l'inhalation, l'ingestion, le contact (Figure 2) [6; 8]. Par ailleurs, il convient de différencier la dose potentielle (quantité de polluant dans l'environnement aux lieux et temps d'exposition), la dose appliquée (quantité de polluant réellement en contact avec l'organisme), la dose interne (quantité de polluant qui traverse les barrières physiologiques et pénètre dans l'organisme) et enfin la dose biologique effective (quantité de polluant qui peut exercer un effet toxicologique) [5].

Les méthodes de calcul existantes sont basées sur des démarches plus ou moins complexes [2; 5]. Les modes de calcul les plus simples (qui sont notamment non spatialement et/ou non temporellement explicites, basés sur un nombre restreint d'items alimentaires et tenant peu compte de l'écologie des animaux) permettent une obtention aisée et rapide du résultat, mais les simplifications opérées rendent l'évaluation de l'exposition peu représentative de la réalité et imprécise [9]. Les calculs plus complexes font intervenir des outils de modélisation plus sophistiqués et permettent d'obtenir une évaluation plus pertinente et plus fine. L'*Environmental Protection Agency* des Etats-Unis a proposé des valeurs seuils de contamination des sols, nommées Eco-SSLs (*Ecological Soil Screening Levels*), qui permettent d'évaluer le risque en s'affranchissant des calculs de dose détaillés. Cependant, des travaux récents ont montré que certaines de ces valeurs ne sont pas pertinentes et ne permettent pas une éRé fiable [10].

Par ailleurs, dans le cadre de l'aménagement des sites pollués, l'une des étapes primordiales consiste en la préparation d'un plan de gestion. Dans ce cas, seule la modélisation peut permettre de prédire l'exposition des organismes et le risque au sein de l'écosystème pour une situation future encore inexistante.

1.2 Apports et enjeux de la modélisation dans le cadre de l'éRé

La modélisation est un outil complémentaire à l'acquisition des données de terrain [11]. Elle permet de répondre aux besoins de calcul de l'exposition des organismes aux polluants et à diverses contraintes rencontrées lors de l'éRé [2; 11; 12].

En effet, modéliser permet de pallier les contraintes suivantes rencontrées dans le cadre de l'éRé :

- L'évaluation de l'exposition doit être basée sur des mesures nombreuses des concentrations en polluants dans les compartiments biotiques et abiotiques, ce qui représente des difficultés techniques d'une part, et d'autre part impose des coûts financiers et en temps importants. La modélisation permet de prédire l'exposition lorsqu'elle ne peut pas être réellement mesurée.
- Les mesures in situ demandant souvent des délais importants (temps nécessaire à la collecte des échantillons, aux analyses puis à l'interprétation des résultats), ceci est parfois incompatible avec la nécessité d'un diagnostic rapide de l'état du site (demande réglementaire, sévérité des effets sur les écosystèmes, demande des usagers...). Modéliser permet d'apporter des informations préliminaires (qui devront être confirmées par la suite) sur le risque associé aux polluants présents sur le site.
- Les informations collectées in situ sont parfois insuffisantes (insuffisances liées aux contraintes précédemment évoquées en termes de besoins humains, financiers et en temps) pour mener l'éRé : les informations parcellaires (mesures ponctuelles dans le temps, l'espace ou à un niveau d'organisation biologique) peuvent être complétées grâce à la modélisation.
- Dans le cas où le polluant n'est pas bioaccumulé par l'organisme cible, modéliser permet d'évaluer l'exposition lorsque la mesure des concentrations internes n'apporte pas d'information sur la dose.

De plus, les outils de modélisation sont un support de décision dans le cadre de l'éRé, car ils apportent les avantages suivants [11; 12] :

- Les outils de modélisation permettent d'évaluer l'exposition dans le contexte de nouveaux aménagements, de modification des milieux et/ou des pollutions consécutifs à la gestion du site. Ceci

permet de tester des scénarii de gestion des sites pour aider à la prise de décision.

- La modélisation permet d'obtenir un résultat chiffré sur lequel il est possible de baser les interprétations de l'état des milieux et les décisions pour la gestion du site. Des résultats chiffrés objectifs sont en outre un support essentiel pour la communication des études aux différents partenaires.

Enfin, les outils de modélisation ont une utilité dans le cadre de la recherche puisqu'ils permettent de tester des hypothèses sur les mécanismes d'exposition, de transfert et d'effet et sur le fonctionnement des écosystèmes en comparant les données modélisées et mesurées in situ. Des travaux ont été menés récemment et de nouvelles recherches sont en cours sur l'utilisation des logiciels de modélisation, notamment TERRASYS [13] et BERISP [14], pour tester des hypothèses scientifiques sur les transferts et les impacts des polluants. On peut citer un exemple illustratif avec le modèle Eco-SpaCE : ce modèle a été testé sur un site d'étude aux Pays-Bas (plaines inondables de la rivière Waal), et les auteurs concluent que cette modélisation permet d'explorer les contributions relatives des stress naturels au sein de l'écosystème et du stress lié à la pollution, ce qui constitue un enjeu-clé pour comprendre et prédire les impacts à long terme des polluants [15].

2. BERISP ET TERRASYS : DES LOGICIELS POUR L'ERE

Ces 2 logiciels sont dédiés à l'évaluation du risque écotoxicologique des sites contaminés, à travers la modélisation de l'exposition des organismes.

Dans un contexte de sites et sols pollués en milieu terrestre, la voie majeure d'exposition pour les vertébrés et de nombreux invertébrés est l'ingestion de nourriture contaminée [7; 16] : les 2 logiciels sont donc basés entre autres sur l'évaluation du transfert dans les réseaux trophiques.

Ils présentent 2 approches différentes et complémentaires. BERISP permet d'identifier les zones les plus à risque sur lesquelles focaliser la gestion et Terrasys permet d'identifier des espèces cibles les plus à risque.

berisp *Borderless planning*

OBJECTIVES APPROACH PRODUCTS ORGANISATION

Breaking Ecotoxicological Restraints in Spatial Planning (BERISP)

contact: Nico van den Brink
postaddress: Alterra, Wageningen UR
PO Box 47,
NL-6700AA Wageningen,
The Netherlands
phone: +31 (0)317 47 78 72
e-mail: nico.vandenbrink@wur.nl

BERISP aims at the development of new approaches to problems in spatial planning associated with soil contamination. North-Western Europe, with its high population density, faces increasing demands for open natural space. Many local authorities however, are currently confronted with problems regarding site development and soil pollution in for instance river floodplains and brownfields. The main objective of BERISP is the development of a Decision Support System (DSS), which will allow an iterative procedure in spatial planning processes, in which planner can review different types of landscape uses and habitat distribution against scientific knowledge on risks of pollutants for organisms.

The DSS is now available for [download!](#)

BERISP brings together a transnational consortium, led by the University of Franche-Comté, Besançon, France. BERISP was initially funded by the European Community Initiative INTERREGIIB. Currently it is funded by the European SNOWMAN network.

A new approach to soil contamination

→ BERISP-DSS permet une évaluation spatialement explicite, tenant compte de nombreuses caractéristiques écologiques des espèces cibles et permettant de comparer des alternatives de gestion, mais ce pour un nombre restreint d'espèces.

→ TERRASYS permet une évaluation pour de nombreux organismes cibles constituant les réseaux trophiques, mais cette évaluation n'est pas destinée à évaluer l'aménagement du territoire.

TERRASYS 1.0

Logiciel professionnel
**d'évaluation des risques
écotoxicologiques
des terrains contaminés**

2.1 BERISP-DSS (<http://www.berisp.org/>)

Description générale et objectifs : un outil d'aide à la décision

BERISP-DSS est un système de support de décision (DSS = Decision Support System) qui vise à faciliter la gestion des zones contaminées [12]. En effet, ce logiciel a pour objectif la prise en compte du risque écologique lié à la pollution des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. BERISP-DSS permet une évaluation spatialement explicite de l'exposition des organismes cibles et du risque associé (Figure 3). Le logiciel est développé pour comparer le risque de la situation présente et des alternatives de gestion (scenarii alternatifs visant à déconnecter le polluant et l'organisme cible afin de limiter le risque) [12].

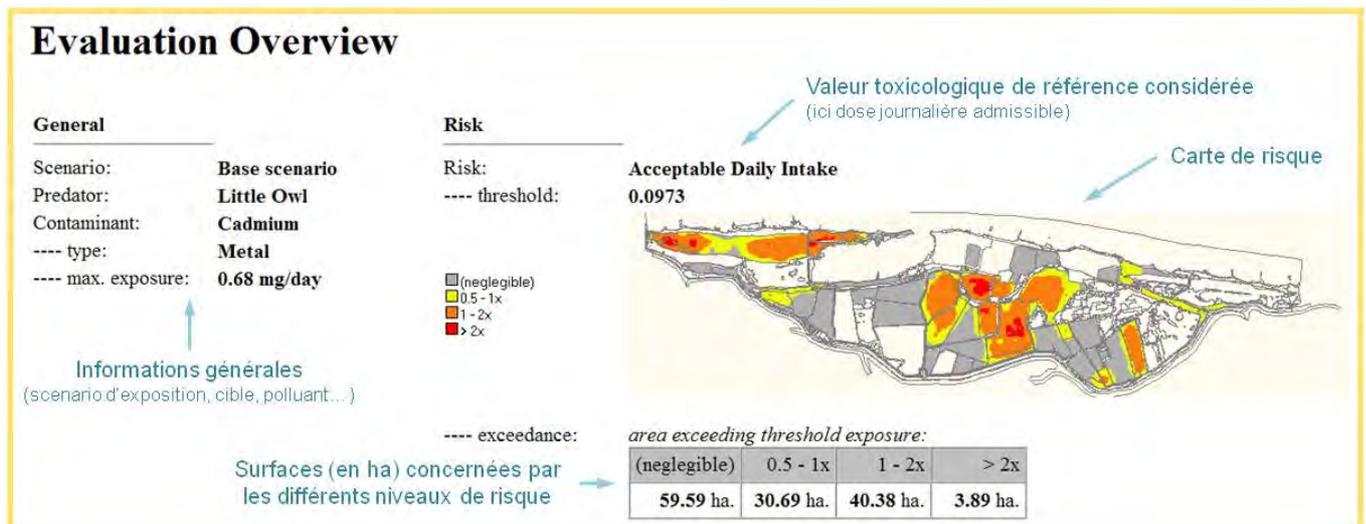


Figure 3. BERISP fournit un rapport sur l'évaluation du risque comprenant une carte de risque.

Les étapes de l'évaluation du risque avec BERISP s'organisent autour d'une démarche générale orientée depuis l'évaluation de l'état actuel, jusqu'à aboutir à un choix de gestion et d'aménagement concerté (Figure 4).

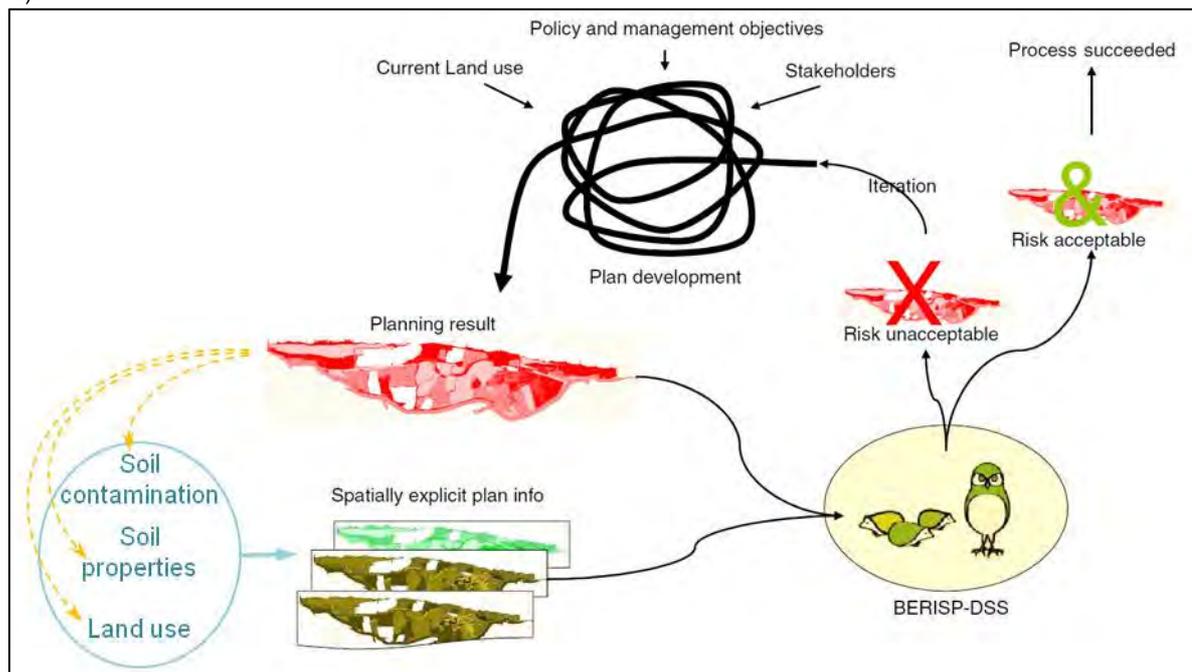


Figure 4. Déroulement de la démarche d'ERE avec BERISP [12].

En premier lieu, le scénario de base est un état des lieux de la situation actuelle réunissant des informations sur l'occupation, la contamination et les propriétés des sols (pH, matière organique...), sur lesquels le risque est évalué.

Si le risque est considéré comme inacceptable, des aménagements doivent être envisagés en tenant compte des diverses contraintes associées au site et des besoins et demandes des intervenants (contraintes réglementaires, décideurs politiques, usagers, objectifs de protection et gestion). Un ou plusieurs plans alternatifs de gestion du site sont alors créés. Ils peuvent être basés sur des interventions concernant les niveaux de pollution (excavation par exemple), et/ou les propriétés (immobilisation chimique des polluants par exemple) et/ou l'occupation du sol (transformation de zones agricoles cultivées en plantations forestières ou en jachères par exemple).

Le risque est évalué pour les nouveaux plans de gestion, et le logiciel permet de les comparer avec l'état actuel et entre eux.

La démarche est réitérée si le risque n'est toujours pas acceptable, et ce jusqu'à choisir un plan de gestion satisfaisant (meilleur compromis entre objectifs de protection des écosystèmes, attentes des gestionnaires et des usagers, et investissements).

Comment ça marche ?

Spatialement explicite, BERISP tient compte de l'hétérogénéité spatiale des contaminations et de la disponibilité environnementale, et s'applique à des espèces mobiles (espèces cibles et leurs proies) ayant des domaines d'actions à plusieurs échelles spatiales. L'évaluation de l'exposition est réalisée en modélisant les transferts dans les réseaux trophiques. BERISP est basé sur des modèles d'exploitation spatiale des ressources et d'absorption des polluants, à différents niveaux trophiques et à différentes échelles spatiales. L'évaluation de l'exposition dans le logiciel est basée sur un modèle individu-centré permettant le calcul de la dose journalière pour l'espèce cible. La dose journalière est ensuite comparée à des valeurs toxicologiques de référence afin de calculer un quotient de risque.

Les données nécessaires au calcul du risque sont spécifiques au site étudié et concernent l'occupation du sol, la contamination des sols et des paramètres pédologiques. Toutes les autres données nécessaires à la modélisation, qui concernent l'écologie, la biologie et la physiologie des espèces, ainsi que les modèles de transfert de polluants et les seuils toxiques, figurent dans des bases de données internes au logiciel.

Cadre d'application : un exemple concret...

Cet exemple concerne le site « Afferdensche en Deestsche Waarden », une plaine inondable dont les sols sont contaminés par un élément trace métallique, le cadmium (Cd). L'objectif de gestion est que la zone puisse abriter une population de Chevêches d'Athéna (*Athene noctua*).

L'utilisation du logiciel commence par la création d'un nouveau projet : saisies des informations concernant les caractéristiques générales du site et les objectifs de gestion. L'étape suivante est la création du scénario de base, qui concerne l'état actuel du site, au cours de laquelle on importe les données suivantes :

Occupation du sol : carte d'habitat (Figure 5.a).

Contamination des sols : données de concentrations en polluant(s) dans les sols (fichier de points

géoréférencés). Le logiciel génère une carte de contamination par interpolation spatiale (Figure 5.b).

Propriétés des sols : données de pH, teneur en matière organique et teneur en argile des sols (Figure 5.c). (une valeur pour l'ensemble de la zone, ou une valeur par type d'habitat, ou fichier de points géoréférencés).



Figure 5. Etude de cas : les différentes étapes pour l'évaluation du risque avec BERISP-DSS. (a) Importation de la carte d'occupation du sol. (b) Importation des données de contamination. (c) Importation des données de propriétés des sols avec les 3 options possibles : une seule valeur pour la zone (pH), une valeur par type d'habitat (teneur en argile) ou un fichier de points géoréférencés qui sera utilisé pour créer une carte par interpolation spatiale (teneur en matière organique). (d) Création de nouveaux scénarii à partir du scénario de base (état actuel), avec ici l'illustration d'un scénario basé sur une nouvelle carte d'occupation du sol.

A ce stade, il est possible de calculer l'exposition et le risque pour l'état actuel du site (Figure 3).

Si l'on souhaite poursuivre, l'étape suivante est la création de scénarii alternatifs de gestion du site (Figure 5.d). Pour cela, on attribue à chaque scénario un nouveau jeu de données dans lequel on peut modifier l'occupation du sol, et/ou la contamination, et/ou les propriétés des sols.

Le logiciel fournit un rapport sur l'évaluation de l'exposition et du risque pour chaque scénario comme le montre l'exemple présenté dans la description générale du logiciel (Figure 3).

Il est possible de comparer plusieurs scénarii : les 2 cartes (soit cartes d'exposition, soit cartes de risque, au choix) sont alors présentées côte à côte et une nouvelle carte est générée, montrant les différences (en positif et négatif) entre les 2 scénarii (Figure 6).

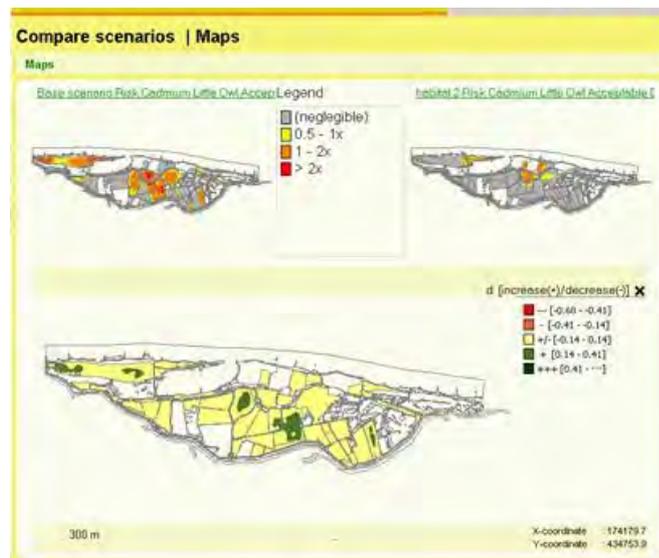


Figure 6. Comparaison de cartes de risque entre 2 scenarii.
La carte de comparaison met en évidence les zones où le risque est diminué ou augmenté.

Avantages et inconvénients

Avantages :

- Logiciel gratuit téléchargeable depuis le site internet <http://www.berisp.org/>.
- Spatialement explicite et écologiquement représentatif.
- Interface conviviale et facile d'utilisation : guide pas à pas des étapes grâce aux différents onglets, importation des données aisée (très peu de saisie manuelle dans le logiciel), sauvegarde automatique. Les cartes sont présentées grâce à une interface basée sur un Système d'Information Géographique (SIG) qui ne nécessite pas de compétences particulières en cartographie ni de logiciel supplémentaire.
- Les données en sortie sont présentées sous forme de cartes et de tableaux récapitulatifs, ce qui représente un atout incontestable pour la communication des résultats et la prise de décision, et permet de repérer les zones où les interventions sont prioritaires.
- L'espèce cible actuellement considérée (Chevêche d'Athena) permet d'analyser le risque dans le « pire cas » (prédateur en bout de chaîne alimentaire), ce qui répond au principe de précaution recommandé pour l'ÉRÉ.
- Les habitats considérés dans le logiciel sont adaptés de la nomenclature CORINE Landcover [17]. S'il n'existe pas de carte d'occupation du sol pour le site étudié, il est donc possible d'utiliser une extraction de la base cartographique de CORINE Landcover (accessible gratuitement sur internet). De plus, il existe un module complémentaire permettant de convertir une carte existante créée avec une autre nomenclature.
- Seules les données spécifiques au site étudié sont nécessaires (occupation et contamination du sol), toutes les autres données sont contenues dans les bases de données internes du logiciel.
- Il est possible de conserver toutes les cartes intermédiaires permettant d'aboutir au calcul de l'exposition (disponibilité des proies, contamination des proies...).

Inconvénients :

- Il faut des données géoréférencées, réparties sur l'ensemble de la zone d'étude et en nombre suffisant pour être représentatives (pour ces deux derniers points, ceci n'est pas spécifique au logiciel mais nécessaire pour aboutir à une éRé pertinente).
- Le logiciel est en anglais (souhait d'accès à différents utilisateurs à travers l'Europe), mais le vocabulaire est simple et l'interface facilite le déroulement.
- Le nombre d'organismes cibles est restreint à l'heure actuelle (une espèce, la Chevêche d'Athènes *Athene noctua*), mais l'ajout de nouvelles espèces cibles en cours : le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*, le Merle noir *Turdus merula* et le bétail : bovins, équidés.
- Le nombre de polluants considérés est actuellement limité (cadmium seulement, autres polluants métalliques et organiques en cours de développement).
- BERISP permet pour l'heure une évaluation des risques liés aux écosystèmes terrestres (pollution des sols), pas en milieu aquatique.

2.2 TERRASYS (TerraSys@sanexen.com)

Description générale et objectifs : un outil d'aide à la décision

TerraSys^{MC} a été conçu pour répondre aux objectifs suivants :

- fournir un outil automatisé permettant l'évaluation des risques écotoxicologiques ;
- intégrer toutes les étapes de la procédure d'évaluation des risques ;
- prendre en considération toutes les interactions entre les différents éléments d'un écosystème.

L'évaluation des risques écotoxicologiques est une étude complexe qui doit permettre d'examiner le transfert des contaminants entre les éléments abiotiques (sol, eau souterraine, eau de surface, air, etc.), entre les organismes vivants (mammifères, oiseaux, invertébrés, végétaux, etc.) et leur habitat (milieu de support), et entre ces organismes (chaîne trophique) pour déterminer les doses d'exposition de chaque représentant de l'écosystème. Toutes les interactions possibles (volatilisation, ruissellement, ingestion, bioaccumulation, etc.) entre les éléments de l'écosystème doivent être prises en compte et intégrées de manière cohérente pour pouvoir tirer des conclusions défendables à propos du risque posé par une situation donnée. Bien qu'il existe de nombreux modèles de transfert des contaminants dans l'environnement qui soient reconnus, validés et publiés pour estimer chacune des interactions, leur intégration au sein d'un seul outil pour une exécution automatique de tous les calculs exige un algorithme qui a été développé spécifiquement pour TerraSys^{MC}.

L'évaluation des risques doit aussi permettre la comparaison des doses d'exposition ainsi estimées avec des valeurs seuils (ex. PNEC, valeurs de référence) ou des données toxicologiques issues de la littérature scientifique afin d'estimer l'ampleur des risques posés par la contamination à l'étude. TerraSys^{MC} intègre à cet effet une base de données toxicologiques et divers outils permettant la génération de valeurs de référence à partir d'estimation de courbes dose-réponse et de distributions de sensibilité.

TerraSys^{MC} possède aussi des bases de données étayées (propriétés physico-chimiques, paramètres physiologiques des récepteurs écologiques, etc.) et des outils d'assistance à l'utilisateur (cartographie et analyse géostatistique des concentrations dans les sols, fonctions statistiques, équations allométriques, prise en compte de résultats de biotests, etc.).

Comment ça marche ?

La démarche générale d'une évaluation des risques écotoxicologiques avec TerraSys^{MC} comporte différentes étapes structurées autour de l'élément central qu'est le modèle conceptuel de l'écosystème. Ces étapes sont :

- élaboration du modèle conceptuel de l'écosystème ;
- acquisition et traitement des données ;
- modélisation des concentrations multimédias et de l'exposition ;
- examen des données toxicologiques et détermination des seuils de référence ;
- estimation des risques et représentation des résultats.

Le modèle conceptuel est une représentation simplifiée de l'écosystème qui doit inclure tous les éléments importants le constituant, soit, d'une part, le milieu abiotique de support (eau, air, sol), et d'autre part, les éléments biotiques (organismes vivants appelés récepteurs écologiques) pour lesquels on désire évaluer les risques. L'évaluation débute donc par le choix des éléments représentatifs de l'écosystème et par la définition des interactions existant entre ces éléments. La figure 7 montre l'interface principale du logiciel avec à gauche de l'écran la palette des composantes écologiques servant à élaborer le modèle conceptuel de l'écosystème et la figure 8 montre un exemple de modèle conceptuel.

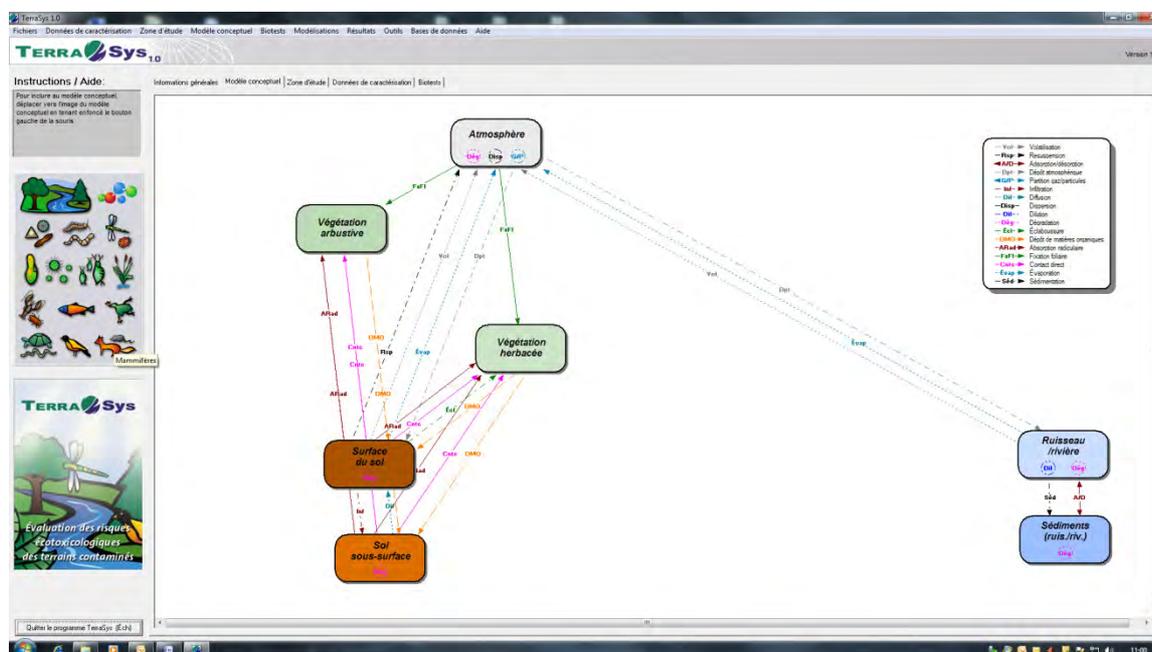


Figure 7 : Interface principale du logiciel TerraSys^{MC} montrant des éléments basiques du milieu de support et les interactions insérées automatiquement par TerraSys^{MC}.

L'élaboration du modèle débute toujours par la définition du milieu de support qui comprend systématiquement l'atmosphère, la surface du sol et le sous-sol, auxquels peuvent s'ajouter une autre

couche de sol plus en profondeur, un réseau d'eau de surface et/ou souterraine et de la végétation herbacée, arbustive et/ou arborescente.

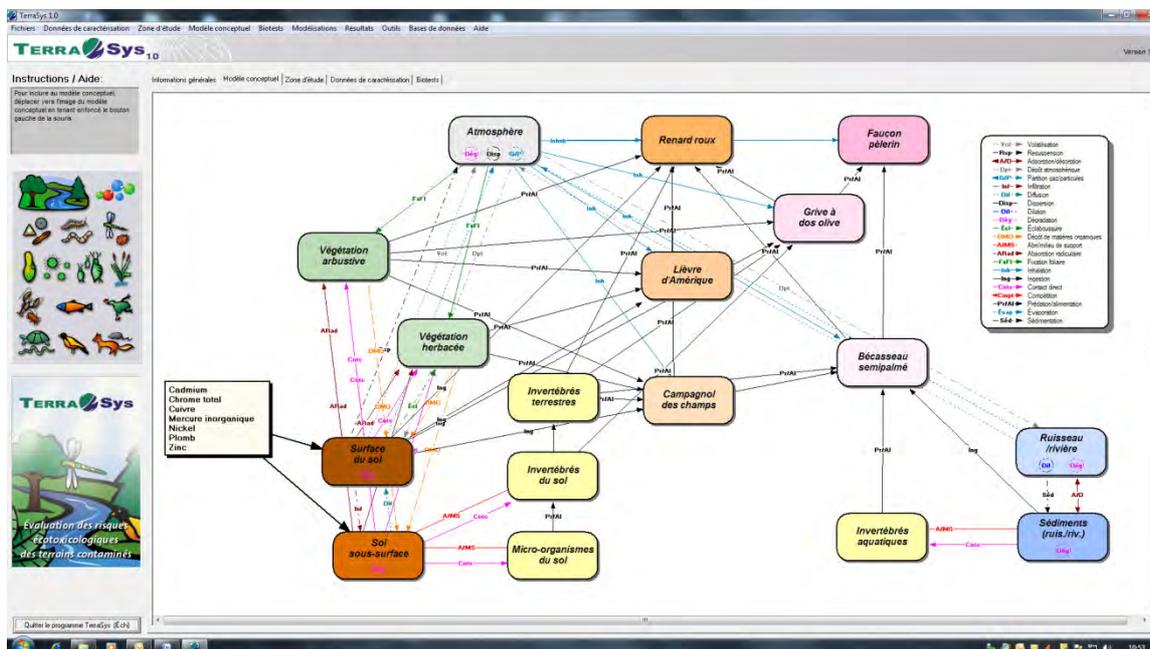


Figure 8 : Exemple d'un modèle conceptuel simple.

Le logiciel TerraSys^{MC} est capable de modéliser des écosystèmes beaucoup plus complexes, pouvant compter une centaine d'éléments différents, et jusqu'à un millier d'interactions entre ces éléments.

Dans TerraSys^{MC}, le modèle conceptuel ne désigne pas seulement la représentation graphique de l'écosystème à modéliser; chaque interaction correspond à une équation de modélisation du transfert des contaminants. Le modèle doit donc également inclure toutes les valeurs de variables requises pour modéliser les concentrations, et ce pour l'ensemble des éléments et interactions caractérisant l'écosystème. Toutes les modélisations dépendent donc de la définition du modèle conceptuel. Les caractéristiques d'un écosystème étant déterminantes dans le transfert des contaminants (climat, texture du sol, chaîne trophique, etc.), elles doivent être spécifiées avec le plus de précision possible afin de refléter le plus adéquatement possible le site à l'étude. TerraSys^{MC} n'omet aucun processus contribuant à l'apport en contaminant dans un élément donné même s'il est jugé a priori négligeable. Par exemple, la concentration totale dans une plante fait intervenir des processus tels que l'absorption radicaux, le dépôt atmosphérique, la fixation foliaire, les éclaboussures du sol et le métabolisme de la plante. Le manuel de référence de TerraSys^{MC} (disponible gratuitement sur internet) fournit toutes les équations utilisées dans TerraSys^{MC} ainsi que leur source bibliographique.

Les figures 9 à 11 illustrent les outils de définition des variables pour la composition du sol, une espèce animale sélectionnée et la composition de la diète de cette espèce.

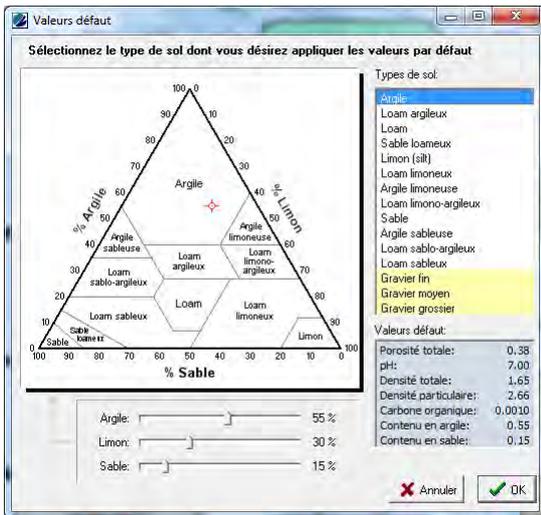


Figure 9. Outil permettant de préciser la texture du sol
TerraSys^{MC} fournit de nombreuses valeurs par défaut pour aider l'utilisateur en l'absence de données spécifiques.



Figure 10. Outil permettant d'ajouter un animal à partir de la base de données des récepteurs du logiciel et de définir les paramètres physiologiques et écologiques de cette espèce

Le logiciel est fourni avec une base de données d'organismes supérieurs (oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens et poissons) correspondant aux espèces spécifiquement retrouvées en Europe ou en Amérique du Nord. L'utilisateur peut aussi ajouter aisément d'autres espèces.

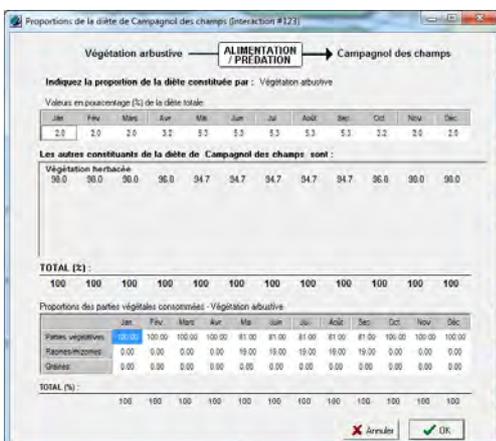


Figure 11. Outil permettant la définition de la diète
Après l'établissement d'une interaction de prédation entre deux espèces, TerraSys^{MC} permet de préciser la

constitution de la diète du prédateur. Ce type d'information est primordial car l'exposition d'un oiseau se nourrissant exclusivement d'invertébrés sera très différente de celle d'un granivore par exemple.

Techniquement, le modèle conceptuel sauvegardé sous TerraSys^{MC} inclut également, en plus des propriétés des éléments et des interactions, la liste des contaminants et toutes les valeurs de concentrations de chaque contaminant dans chaque média. Il inclut également les valeurs de doses et d'indices de risques. Il est possible de modifier uniquement les valeurs de concentration dans un élément abiotique pour comparer des situations (par ex. avant et après la restauration des sols).

Cadre d'application : un exemple concret

Pour illustrer les capacités de TerraSys^{MC}, un cas concret de contamination d'un site par des métaux est présenté. Ce site est localisé sur une petite île inhabitée où l'opération d'un phare a entraîné la contamination par divers métaux (mercure, zinc, cadmium, plomb, etc.). Cette île fait partie d'un parc naturel. Le modèle conceptuel a été élaboré spécifiquement pour prendre en considération les espèces particulières qui ont été observées sur cette île.

La figure 12 illustre graphiquement les résultats des doses d'exposition modélisées dans les organismes supérieurs composant le modèle de l'écosystème et des indices de risque (quotient de risque) correspondants. A ce stade il est possible de considérer différentes options de traitement et de modéliser à nouveau les risques afin de prédire les bénéfices pour l'écosystème.

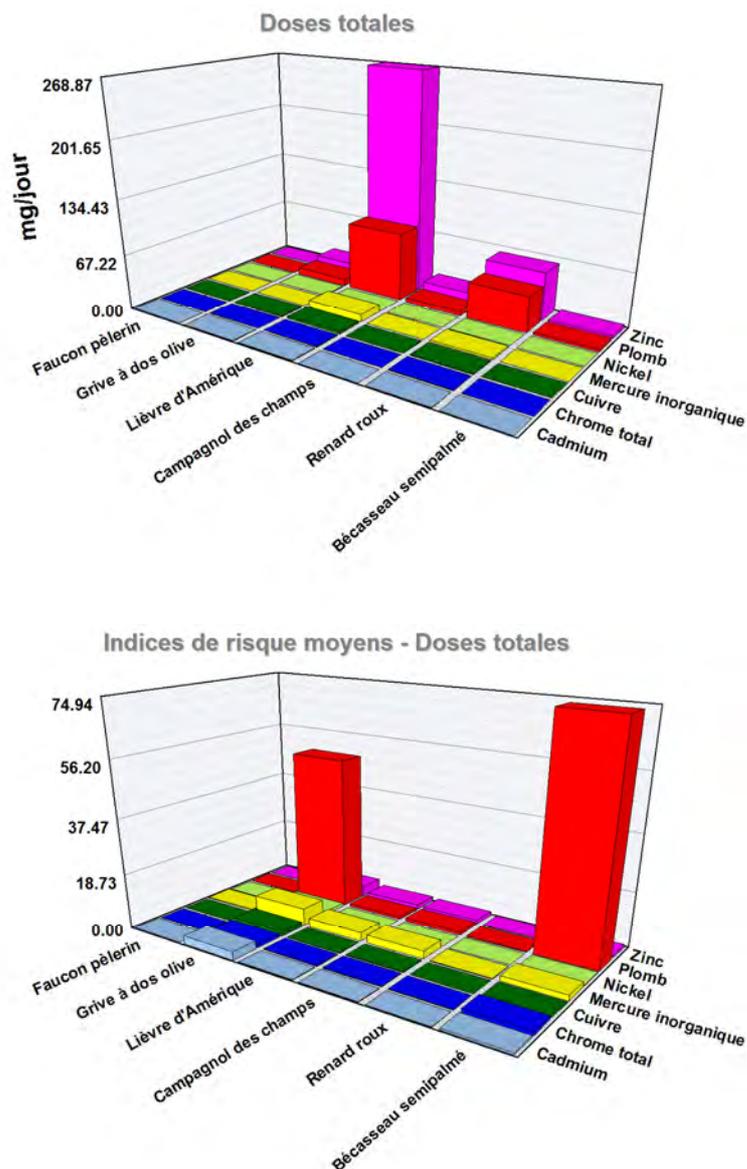


Figure 12. Illustration des résultats de modélisation des doses et des risques pour les mammifères et les oiseaux

Les résultats sont également fournis sous forme de tableaux et rapports dans TerraSys^{MC}. L'ensemble des données nécessaires à la modélisation sont également rapportées. Un indice de risque ($IR = \text{dose} / \text{valeur de référence}$) correspond au quotient de risque ($Q = PEC/PNEC$) proposé par la méthodologie européenne d'évaluation des risques.

Avantages et inconvénients

Avantages

- Logiciel complet d'une puissance d'analyse remarquable.
- Excellente représentativité des espèces et des processus de transfert environnemental quel que soit l'écosystème à l'étude.
- Interface conviviale permettant de réaliser rapidement et facilement des évaluations de risques pour

tous les types de récepteurs écologiques, même au sein d'écosystèmes complexes.

- Bases de données interactives sur les propriétés physico-chimiques, toxicologiques et environnementales de plus de 100 contaminants, sur les récepteurs écologiques d'Amérique du Nord ou d'Europe (environ 650 espèces), sur les données toxicologiques (18 000 enregistrements).
- Prise en compte de résultats de biotests pour l'évaluation des risques.
- Développé d'abord pour les problématiques de terrains contaminés, le logiciel possède néanmoins les outils requis pour évaluer des situations diverses impliquant des contaminants dans l'environnement que ce soit en milieu terrestre ou aquatique.
- Instrument pédagogique précieux pour un certain nombre d'universités dans le monde, en raison de son interface visuelle et de l'exhaustivité des modélisations qu'il permet de réaliser.
- Disponible en français et en anglais.
- Manuel de référence et assistance à l'utilisateur.
- Formations disponibles sur demande.

Inconvénients

- Coût à l'achat.
- Milieux marins et estuariens non évalués par TerraSysMC.
- Invertébrés considérés dans leur ensemble (3 types : invertébrés du sol, terrestres et aquatiques) et non espèce par espèce, faute de modèles existant dans la littérature scientifique.
- Non destiné à estimer les risques en fonction de l'occupation du territoire, mais intégration des types d'occupation du sol à l'échelle du terrain et outils de cartographie et de géostatistique des concentrations dans le sol.

3. QUESTIONS AUTOUR DE L'ATELIER 3

➤ Connaissez-vous des outils de modélisation, spécifiques ou non à l'ERE, comparables à ceux présentés ici ? (utilisés par vous-même, connaissance théorique mais jamais utilisé, retour d'expérience d'autres utilisateurs...)

➤ Avez-vous déjà utilisé des outils de modélisation comparables à ceux présentés ici dans le cadre d'une éRé ou dans un autre cadre ?

Si oui... Dans quel contexte les avez-vous utilisés ? Avez-vous rencontré des difficultés ? Avez-vous trouvé des avantages à l'utilisation de ces outils ?

Si non... Pourquoi ? (l'occasion ne s'est pas présentée ? vous n'aviez pas connaissance de ces outils ? vous avez rencontré des difficultés à vous procurer les modèles, à les utiliser ?)

➤ Dans le cadre d'une éRé, seriez-vous enclin à utiliser des outils de modélisation ?

➤ Dans le cadre d'une éRé, seriez-vous enclin à utiliser des outils de modélisation, l'un des 2, ou les 2, logiciels présentés ici ? Pourquoi ?

➤ Quels sont à vos yeux, les points forts de ces logiciels ?

➤ Quels sont à vos yeux, les points faibles de ces logiciels ?

➤ Comment imaginez-vous pouvoir utiliser ces outils ?

➤ Si vous deviez utiliser ce type d'outils pour une éRé, quelles améliorations souhaiteriez-vous voir apportées par rapport à la situation actuelle ?

➤ Souhaiteriez-vous le développement d'autres outils de modélisation pour mener une éRé ?

Si oui... Lesquels ?

Si non... Pourquoi ? (vous pensez que les outils actuels sont satisfaisants ? vous n'envisagez pas approfondir l'étude de l'état des milieux ?)

4. BIBLIOGRAPHIE

1. Suter II, G.W., 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers.
2. European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Version 2. European Chemical Bureau, p. 311.
3. van Straalen, N.M., 1996. Critical body concentrations : their use in bioindication. in: Van Straalen, N.M., Krivolustky, D.A. (Eds.), Bioindicator systems for soil pollution. Kluwer Academic, Amsterdam, pp. 5-16.
4. INERIS, 2009. Point sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). DRC-08-94380-11776C.
5. USEPA, 1992. Guidelines for exposure assessment. US Environmental Protection Agency, EPA/600/Z-92/001, Washington DC, USA, p. 139.
6. IPCS, 2004. IPCS risk assessment terminology. World Health Organization, IPCS harmonization project, Geneva, Switzerland.
7. Smith, P.N., Cobb, G.P., Godard-Codding, C., Hoff, D., McMurry, S.T., Rainwater, T.R., Reynolds, K.D., 2007. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. *Environmental Pollution* 150, 41-64.
8. Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., Wood, W., 2007. Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68, 145-227.
9. Kapustka, L.A., 2008. Limitations of the current practices used to perform ecological risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4, 290-298.
10. Fritsch, C., Giraudoux, P., Cœurdassier, M., Douay, F., Raoul, F., Pruvot, C., Waterlot, C., Vaufleury, A.d., Scheifler, R., 2010. Spatial distribution of metals in smelter-impacted soils of woody habitats: Influence of landscape and soil properties, and risk for wildlife. *Chemosphere* 81, 141-155.
11. BRGM, INERIS, ADEME, 2006. « Mesures » et « Modèles » : enjeux, avantages et inconvénients en contexte de gestion de sites pollués. BRGM EPI/ENV n°167/2006, INERIS DRC-75999-DESP 39/06, p. 4.
12. van den Brink, N.W., Baveco, H., Bervoets, L., Perry, H., Vermeulen, F., de Winter, W., van der Pol, J., 2007. Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BERISP) - Manual for the BERISP-DSS. Alterra, Wageningen, The Netherlands, p. 72.
13. Hayet, A., 2010. Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés - Application à l'évaluation des risques écologiques. Thèse. Université Lille 2, Lille, France, p. 741.
14. Scheifler, R., van den Brink, N.W., Bervoets, L., 2010-2011. Research programme INSPECT (INtegration of SPatially Explicit risks of ConTaminants in Spatial Planning and Land Management). Programme funded by SNOWMAN Network (Call 2).
15. Loos, M., Ragas, A.M.J., Plasmeijer, R., Schipper, A.M., Hendriks, A.J., 2010. Eco-SpaCE: An object-oriented, spatially explicit model to assess the risk of multiple environmental stressors on terrestrial vertebrate populations. *Science of the Total Environment* 408, 3908-3917.
16. McGeer, J.C., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K., Drexler, J., 2004. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. in: Beringer, M. (Ed.). US Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum, Washington DC, USA, p. 126.
17. European Commission, 2000. COoRdinate INformation on the Environment - CORINE Land Cover database. European Environment Agency, <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/>. Copenhagen, Denmark.



**Quels outils pour
l'Évaluation des Risques pour les Écosystèmes terrestres
liés à des terrains contaminés ?**

Atelier n° 3 Apports des outils de modélisation dans l'ÉRE

Clémentine Fritsch

UMR Chrono-Environnement / Alterra Wageningen UR

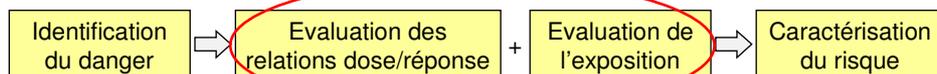
27-28 Septembre 2011 - Paris

Atelier n°3
Apports des outils de modélisation dans l'ÉRE

- **CONTEXTE : L'EXPOSITION**
- ENJEUX ET APPORTS DE LA MODÉLISATION DANS LE CADRE DE L'ÉRE
- BERISP DECISION SUPPORT SYSTEM



Les étapes de l'ÉRE nécessitant une modélisation



Peuvent nécessiter l'utilisation de modèles

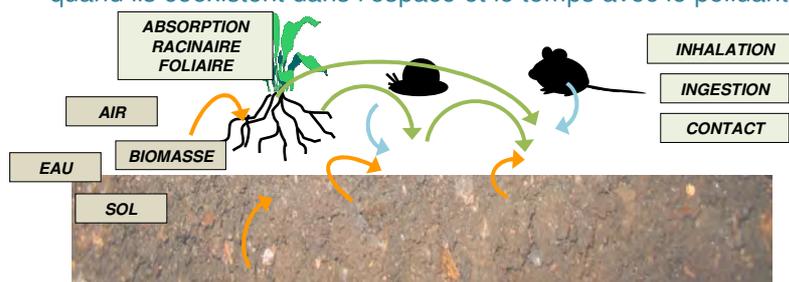
Différents modèles peuvent être utiles pour l'ÉRE :

- **prédire les effets des polluants sur les organismes**
(relations concentrations internes/effets mesurés, extrapolation individus-populations, extrapolation entre espèces...)
- **prédire les concentrations dans l'environnement**
(transfert sols-aquifères, dispersion, dépôts atmosphériques...)
- **prédire l'exposition des organismes**

peut être réalisée sur la base de données bibliographiques
intrinsèquement site-spécifique

Une définition de l'exposition

Les organismes peuvent être exposés
quand ils coexistent dans l'espace et le temps avec le polluant



POLLUANT

→ Pour évaluer l'exposition passée, présente et future, il faut :

- **définir l'intensité de l'exposition** (concentration du polluant dans la/les source(s))
- **la définir temporellement** (fréquence et durée du contact)
- **la définir spatialement** (usage de la zone, distance à la source, surface exploitée...)

Dose journalière : quantité de polluant / jour / masse organisme (mg/jour/g mf)

Les sources et les récepteurs peuvent être nombreux...

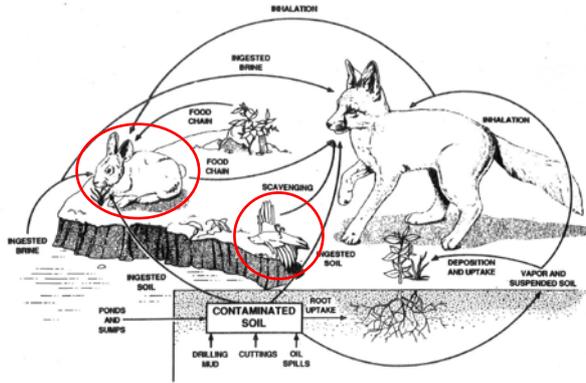


Figure 6.1. A depiction of the diverse modes of exposure of a fox on an oil field. Contaminants occur in sumps, soils, and the air. Direct routes include inhalation, ingestion of soil, and consumption of water. Indirect routes include ingestion of prey, and scavenging of oiled animals.
Suter II GW et al. 2000. Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Vertébrés exposés sur des terrains contaminés:
la voie majeure est l'ingestion de nourriture contaminée

L'exposition est extrêmement variable...

Même en considérant un système simplifié,
où la voie majeure est l'ingestion de nourriture contaminée,
l'exposition est extrêmement variable et difficile à quantifier

→ Variations spatiales de l'exposition

Hétérogénéité spatiale des contaminations

Hétérogénéité spatiale de la disponibilité environnementale

Comportement spatial des organismes (préférence d'habitat, déplacements...)

Habitat

...

→ Variations de l'exposition liées au régime alimentaire

Complexité des réseaux trophiques

Comportement de nourrissage

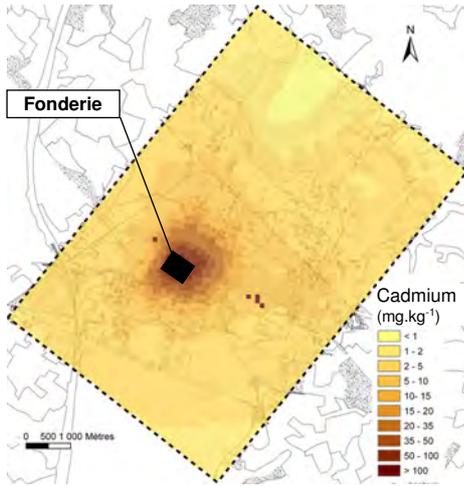
Régime alimentaire

...

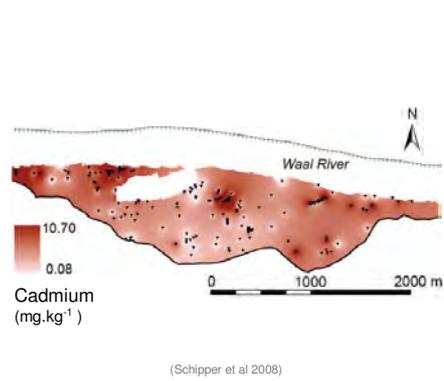
L'exposition est extrêmement variable dans l'espace

Hétérogénéité spatiale des contaminations

Contamination « point-source »



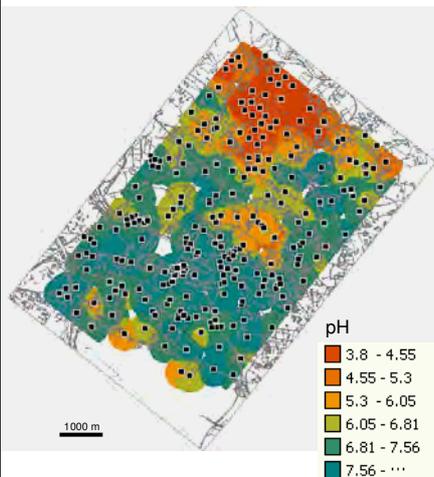
Contamination diffuse



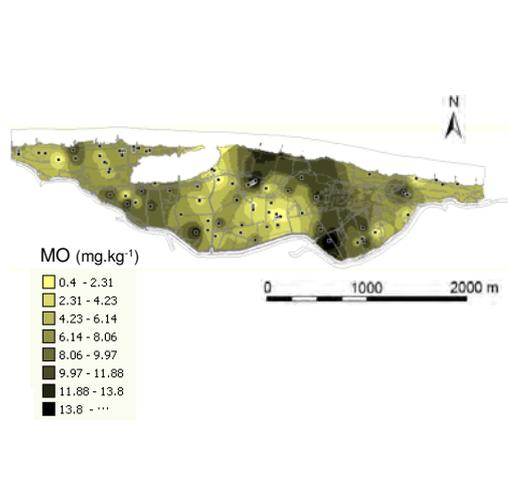
L'exposition est extrêmement variable dans l'espace

Hétérogénéité spatiale de la disponibilité environnementale

Exemple du pH



Exemple de la matière organique



L'exposition est extrêmement variable dans l'espace

Paysage et habitat conditionnent l'exposition

Préférence : présence/absence



Crocicidure musette
Crocicidura russula

Habitats arborés/arbustifs

Paysage	Taux capture %
Agricole	2,7
Urbain	3,3
Enfriché	1,5
Forestier	0,1

n = 164, 8640 nuits/piège

Paysage urbain

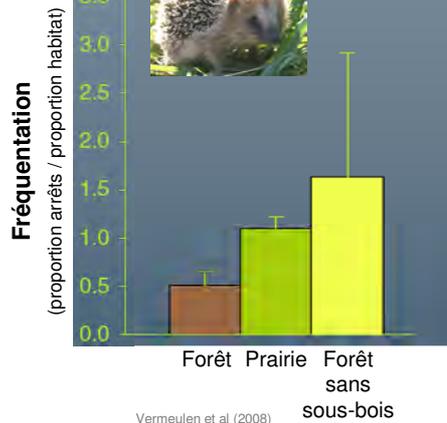
Habitat	Taux capture %
Bosquet	1,4
Haie	2,5
Buissons	6,2

Fritsch et al (2010)

Déplacements : durée, fréquence



Hérisson
Erinaceus europaeus



Vermeulen et al (2008)

9

L'exposition est extrêmement variable dans l'espace

Paysage et habitat conditionnent l'exposition

Paysage

- Tous
- Agricole
- Urbain
- Enfriché
- Forestier

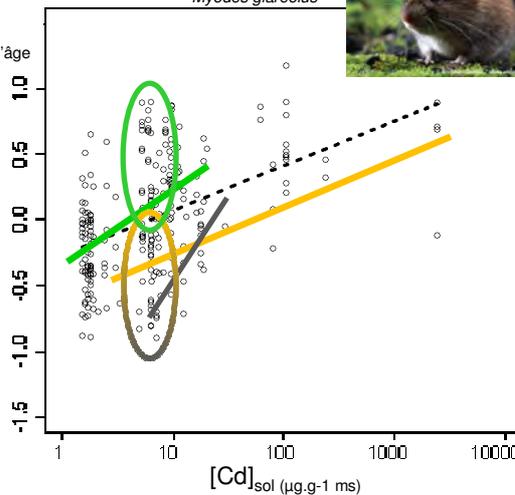
→ Influence sur les niveaux accumulés et sur leur relation avec la pollution du sol

Plus forte augmentation avec la pollution du sol en paysage urbain

Forestier > Agricole Urbain

Fritsch et al (2011)

$[Cd]_{\text{foie}}$
normalisé sur l'âge

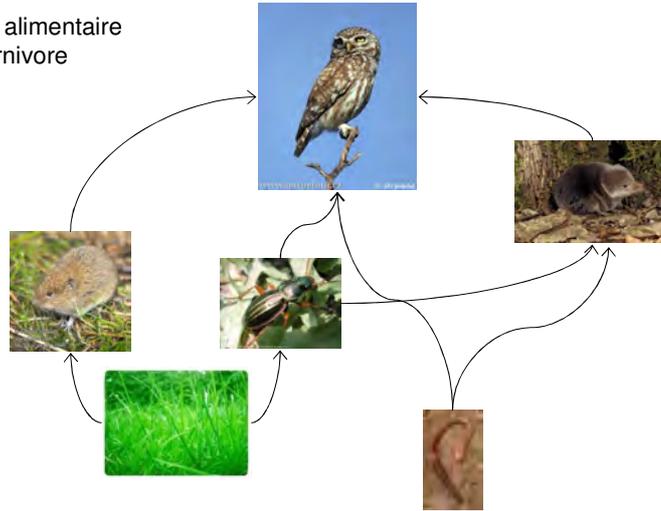


10

L'exposition varie avec le comportement de nourrissage

Un exemple simplifié avec la Chevêche d'Athene *Athene noctua*

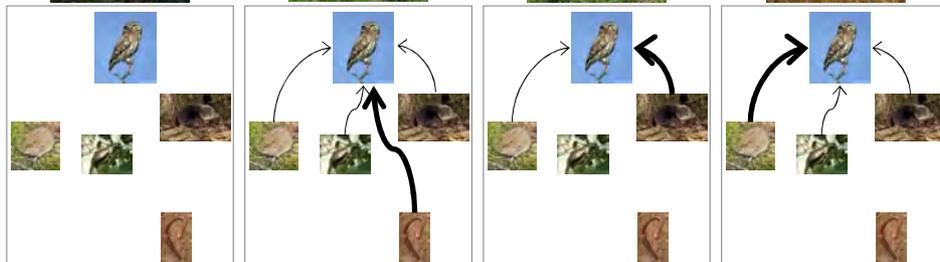
Régime alimentaire
 carnivore



L'exposition varie avec le comportement de nourrissage

Un exemple simplifié avec la Chevêche d'Athene *Athene noctua*

Préférences alimentaires x abondance x accessibilité



Pas d'exposition

Forte exposition

Forte exposition

Faible exposition

- CONTEXTE : L'EXPOSITION
- ENJEUX ET APPORTS DE LA MODÉLISATION DANS LE CADRE DE L'ÉRE
- BERISP DECISION SUPPORT SYSTEM

Pourquoi modéliser?

- prédire l'exposition des organismes
- prédire les effets des polluants sur les organismes

Les données nécessaires pour calculer l'exposition :

- les concentrations en polluant dans les différentes sources d'exposition (y compris dans chacun des items alimentaires)
- l'écologie des organismes cibles (régime alimentaire, comportement spatial et de nourrissage...)
- la biologie des organismes cibles (durée de vie, développement, reproduction...)
- la physiologie d'accumulation des polluants des organismes cibles (absorption digestive, excrétion...)
- les relations exposition/effets

Sur le terrain, il est en général possible de mesurer :

- la *dose potentielle* = concentrations en polluant dans l'environnement : teneur totale, biodisponibilité environnementale → *atelier Outils de mesure bioaccumulation et biodisponibilité*

- la *dose interne* = quantité de polluant dans un organisme : bioaccumulation ou biodisponibilité toxicologique → *atelier Outils de mesure bioaccumulation et biodisponibilité*

L'évaluation de la dose appliquée et des effets est extrêmement compliquée :

la modélisation constitue un outil indispensable

Apports de la modélisation

**La modélisation est un outil complémentaire aux données de terrain
Elle permet de répondre à diverses contraintes rencontrées lors de l'ÉRE**

- *In situ*: complexité des mécanismes mis en jeu, mesures des polluants dans les compartiments biotiques et abiotiques :
 - difficultés pour mesurer réellement *in natura* l'exposition
 - difficultés techniques pour l'échantillonnage
 - coûts financiers de l'échantillonnage et des dosages
- La modélisation permet de prédire l'exposition lorsqu'elle ne peut pas être réellement mesurée
- Les informations collectées *in situ* sont parfois insuffisantes (mesures ponctuelles dans le temps, l'espace ou à un niveau d'organisation biologique)
 - Les informations parcellaires peuvent être complétées grâce à la modélisation
- Les mesures *in situ* demandent des délais importants
 - parfois incompatible avec la nécessité d'un diagnostic rapide
- Modéliser permet d'apporter rapidement des informations sur le risque

Apports de la modélisation

Les outils de modélisation sont un support de décision dans le cadre de l'ÉRE

- Interpréter l'état des milieux et prendre des décisions pour la gestion du site
 - La modélisation permet d'obtenir un résultat chiffré, fournit un support pour la communication des études aux différents partenaires
- Evaluer l'exposition dans le contexte de nouveaux aménagements, de modifications consécutives à la gestion du site
 - Modéliser permet de tester des scénarii de gestion

Les outils de modélisation ont une utilité dans le cadre de la recherche

- Compréhension des mécanismes d'exposition, de transfert et d'effet et sur le fonctionnement des écosystèmes
 - Modéliser permet de tester des hypothèses sur les mécanismes écologiques
 - Améliorer les connaissances est un enjeu-clé pour prédire les impacts à long terme des polluants dans les écosystèmes

Des modèles plus ou moins complexes... et plus ou moins pertinents

- **Les modes de calcul les plus simples**
(non spatialement et/ou non temporellement explicites, basés sur un nombre restreint d'items alimentaires et tenant peu compte de l'écologie des animaux)
 - **obtention aisée et rapide du résultat, mais évaluation peu représentative de la réalité et imprécise**

- **Les calculs plus complexes qui font intervenir des outils de modélisation plus sophistiqués**
 - **évaluation plus pertinente et plus fine**
 - **peu de modèles en milieu terrestre**
 - **très peu de modèles adaptés sous forme de logiciels**

- CONTEXTE : L'EXPOSITION

- ENJEUX ET APPORTS DE LA MODÉLISATION DANS LE CADRE DE L'ÉRE

- BERISP DECISION SUPPORT SYSTEM

BERISP - DSS



Logiciel permettant d'évaluer le risque lié à
la présence de polluants dans le sol,
à travers une modélisation spatialement explicite de l'exposition,
et tenant compte des caractéristiques écologiques du site et des espèces

The screenshot shows a webpage with contact details for Alterra, Wageningen UR in the Netherlands. It includes a description of the DSS (Decision Support System) and a prominent blue button that says 'The DSS is now available for download!'. To the right, there is a diagram titled 'Model of the habitat of the little owl' showing a landscape with a tree and a field. At the bottom, it says 'A new approach to soil contamination' and 'www.berisp.org'.

BERISP : un outil d'aide à la décision

Objectif

Outil pour la prise en compte du risque écologique lié à la pollution des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire

→ Vise à faciliter la gestion des terrains contaminés

✓ Évaluation spatialement explicite de l'exposition et du risque associé

✓ Comparaison du risque de la situation présente et d'alternatives de gestion

→ Identifier les zones « à risque »

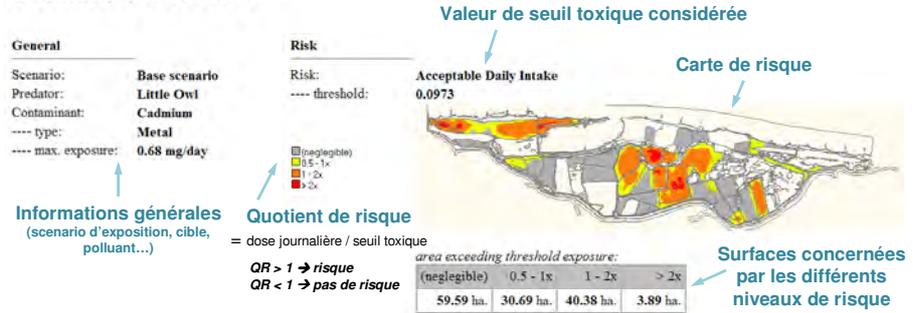
→ Tester des solutions pour déconnecter la cible et le polluant

BERISP : un outil d'aide à la décision

- ✓ Un interface convivial, facile à prendre en main et utiliser
- ✓ En sortie, des cartes et synthèses de l'évaluation, supports pour l'interprétation et la communication des résultats

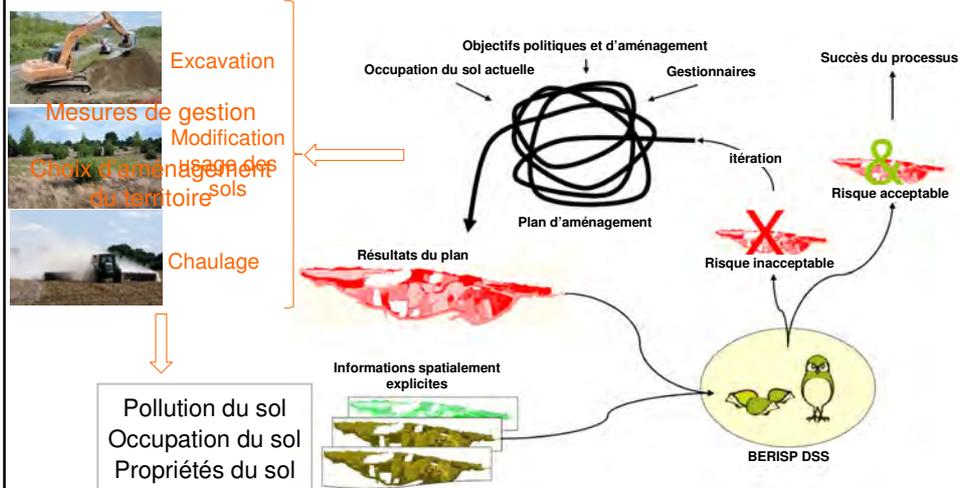
- **Quantification objective du risque**
- **Surfaces concernées**
- **Zones où focaliser les mesures de gestion**

Evaluation Overview



BERISP : un outil d'aide à la décision

Démarche orientée depuis l'évaluation de l'état actuel, jusqu'à aboutir à un choix de gestion et d'aménagement concerté

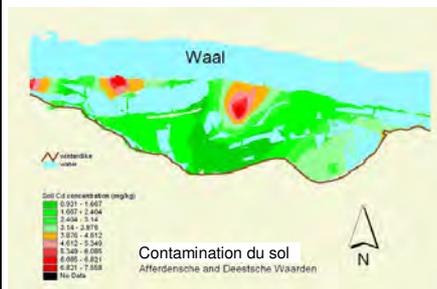


BERISP : comment ça marche?

BERISP est basé sur des modèles d'exploitation spatiale des ressources et d'absorption de polluants, à différents niveaux trophiques et à différentes échelles spatiales

Spatialement explicite, BERISP ...

... tient compte de l'hétérogénéité spatiale de la pollution, des propriétés et de l'occupation des sols



...s'applique à des espèces (mobiles) exploitant différentes échelles spatiales au sein de chaînes trophiques modèles



Une des chaînes alimentaires considérées dans BERISP

Les espèces dans une chaîne alimentaire peuvent exploiter l'environnement à différentes échelles spatiales

BERISP : comment ça marche?

Les données nécessaires aux calculs spécifiques au site étudié sont :

- l'occupation du sol (carte d'occupation des sols, par exemple CORINE Land Cover)



- la contamination des sols
- des paramètres pédologiques (pH, matière organique, argile)

Toutes les autres données nécessaires à la modélisation :

- l'écologie, la biologie et la physiologie des espèces
- les modèles/équations nécessaires aux calculs
- les seuils toxiques

figurent dans des bases de données internes au logiciel (toutes ces données sont consultables dans le manuel d'utilisation et dans les fichiers utilisés par le programme informatique, et peuvent être modifiées : par exemple, modifier les valeurs des seuils toxiques que l'on souhaite utiliser)

BERISP : prise en main du logiciel

Rappel de l'étape (entrée) en cours

Différentes entrées pour les informations

Plusieurs tables pour chacune des entrées

Tables ou fichiers cartes...

Présentés sous forme d'onglets placés dans l'ordre des différentes étapes de l'évaluation

Présentés sous forme d'onglets figurant les thèmes

25

BERISP : prise en main du logiciel

Afferdsche en Deestsche Waarden

Project | Present situation

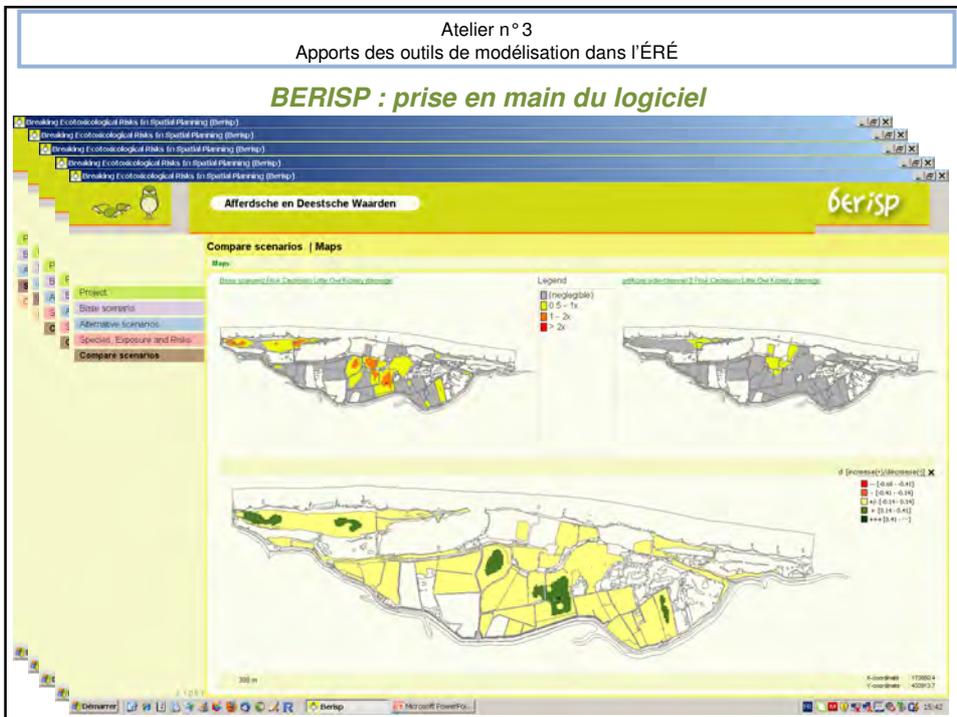
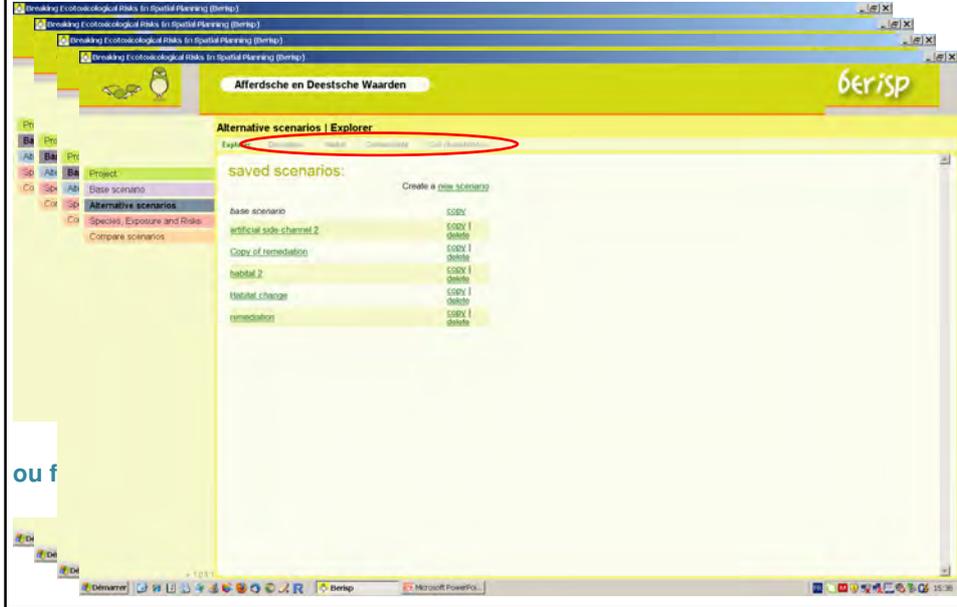
Present land use:
 A physical reconstruction plan for this area aims at the creation of more storage space for peak discharges in the river Rhine (Van der Park, 1996). Farmland within the floodplain is being transformed into wetlands, creating possibilities for ecological rehabilitation. This is achieved by re-wetting a catchment within the floodplain and by lowering the floodplain surface along the channel. This plan realized in 1995. Vegetation composition and coverage for the nature reserve is relatively heterogeneous and characterized by natural grasslands with patches of herbaceous vegetation. Restoration of the site habitat is one of the objectives of the nature rehabilitation project.

Present contamination:
 During the past decades, large amounts of contaminated sediment have been deposited in the floodplain Afferdsche and Deestsche Waarden by the Rhine, resulting in elevated metal concentrations in the soil (Cd, Zn, Cu, Pb). Earlier studies of soil quality in the floodplain have revealed great spatial variability of soil metal concentrations. Low metal concentrations are sometimes found at a short distance from sites with relatively high contamination levels.

25/35

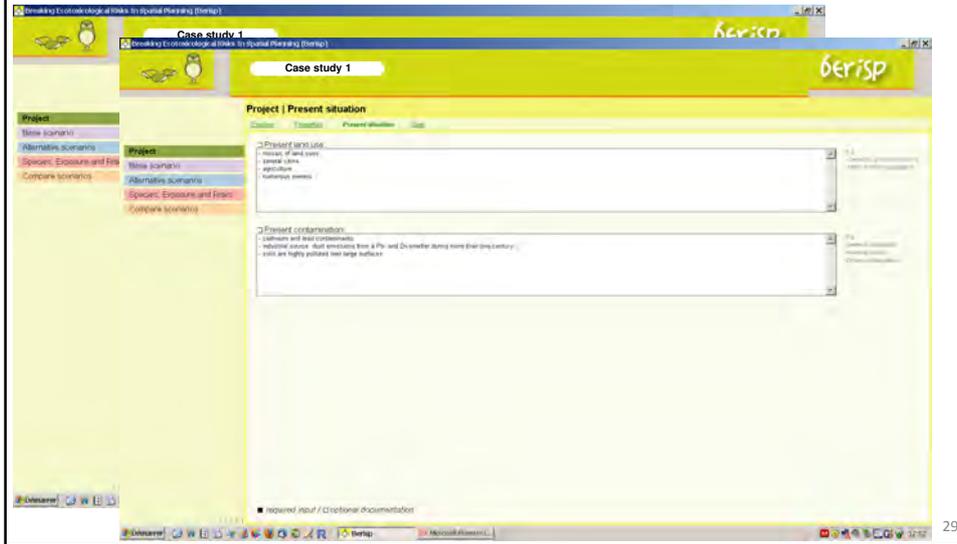
Atelier n°3
Apports des outils de modélisation dans l'ÉRE

BERISP : prise en main du logiciel

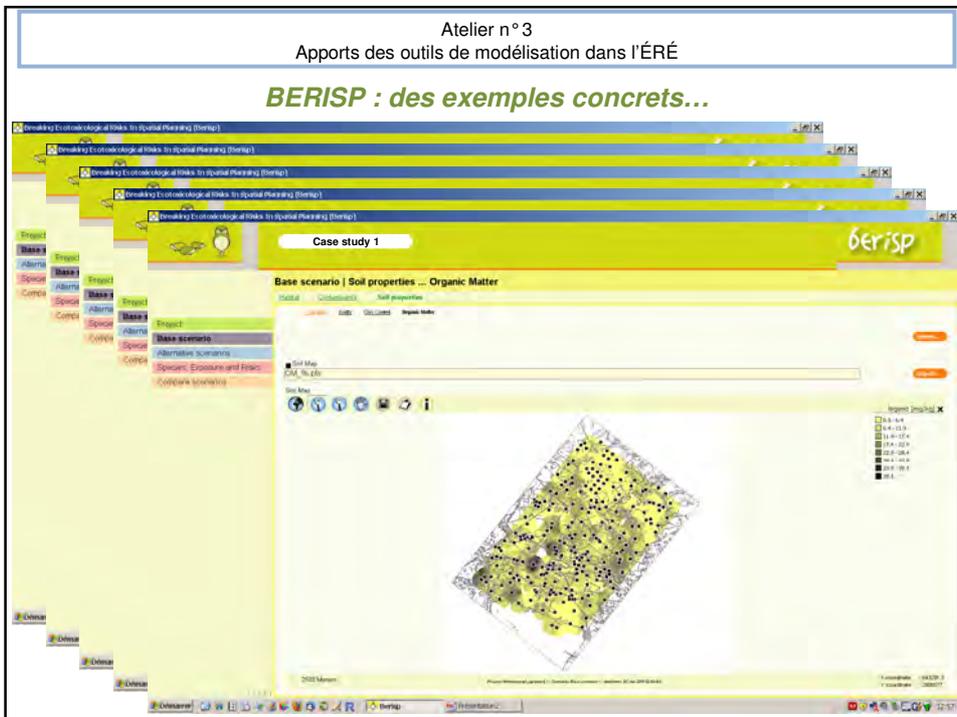


BERISP : des exemples concrets...

1^{er} exemple : terrain contaminé par des métaux autour d'une ancienne fonderie
Première évaluation avec BERISP

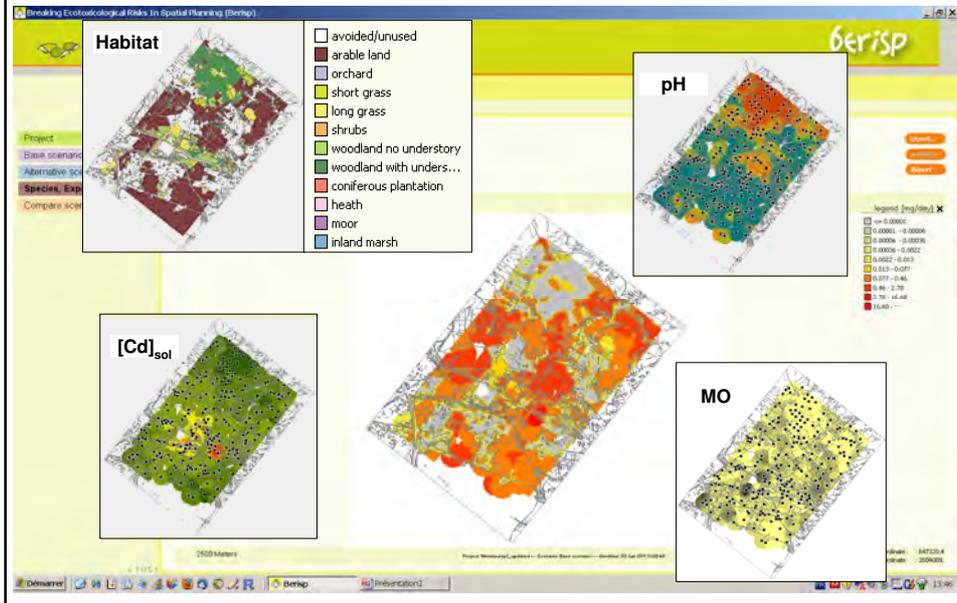


BERISP : des exemples concrets...



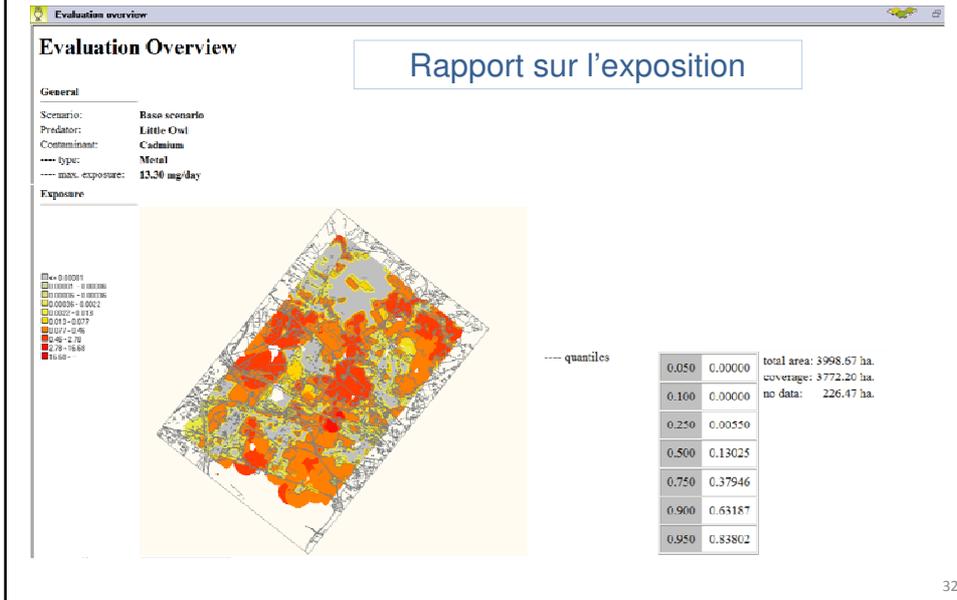
Atelier n°3
Apports des outils de modélisation dans l'ÉRE

BERISP : des exemples concrets...

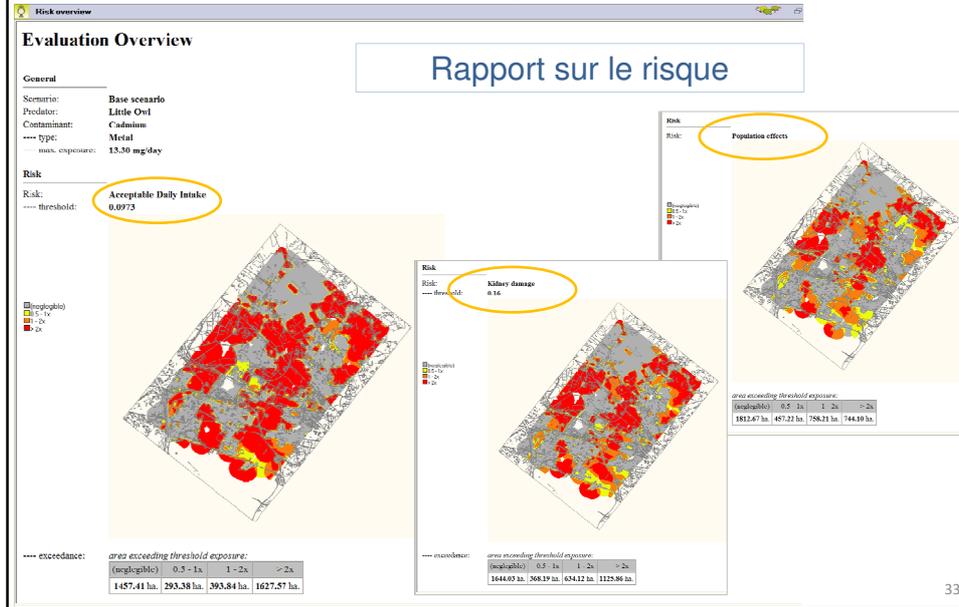


Atelier n°3
Apports des outils de modélisation dans l'ÉRE

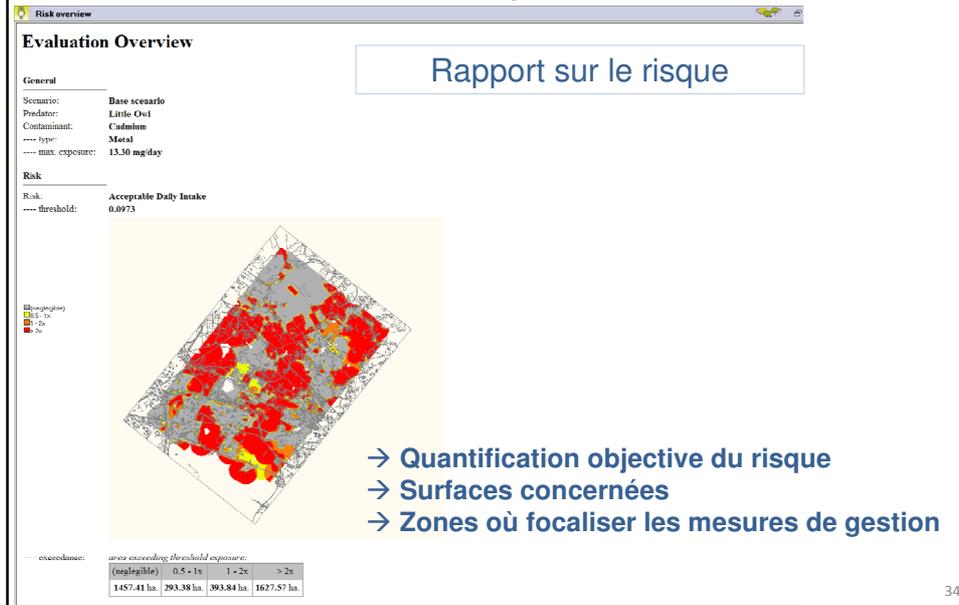
BERISP : des exemples concrets...



BERISP : des exemples concrets...

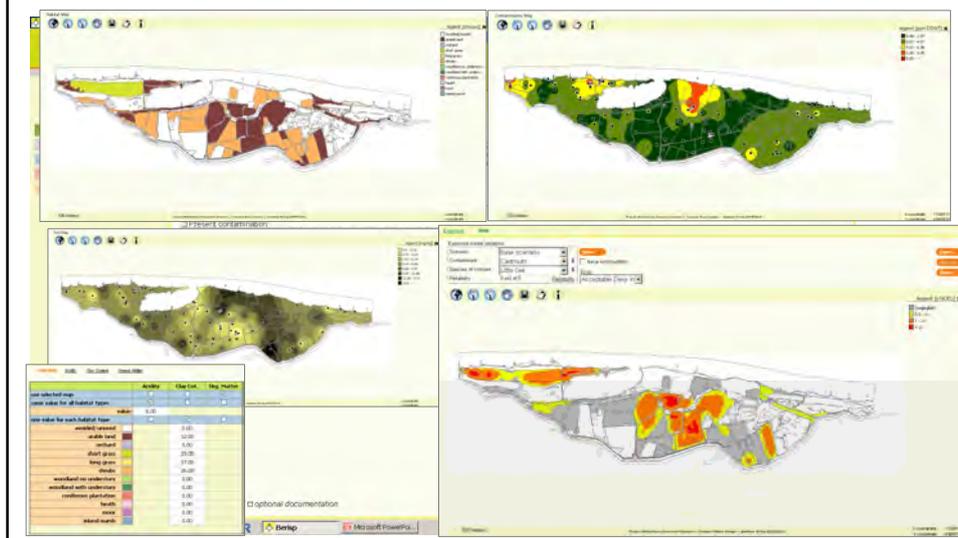


BERISP : des exemples concrets...



BERISP : des exemples concrets...

2nd exemple : terrain contaminé par des métaux dans des plaines inondables
 L'ÉRE a montré qu'il y a avait un risque...



BERISP : des exemples concrets...

2nd exemple : terrain contaminé par des métaux dans des plaines inondables
 L'ÉRE a montré qu'il y a avait un risque...

Scenario « base » = situation actuelle

Scenario X



BERISP : des exemples concrets...

2nd exemple : terrain contaminé par des métaux dans des plaines inondables
 L'ÉRE a montré qu'il y a avait un risque...

Scenario « base » = situation actuelle

Scenario « habitat change »

Contamination et propriétés des sols =



Habitat ≠



Risque ≠

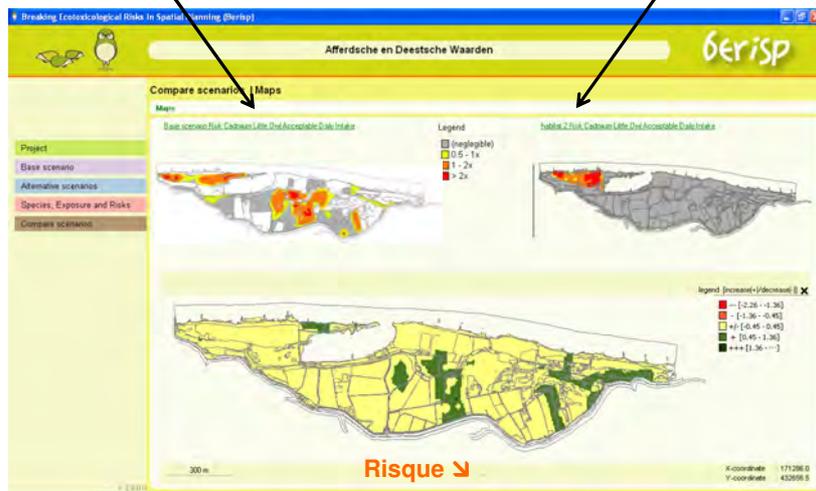


BERISP : des exemples concrets...

2nd exemple : terrain contaminé par des métaux dans des plaines inondables
 L'ÉRE a montré qu'il y a avait un risque...

Scenario « base » = situation actuelle

Scenario « habitat change »



BERISP : Avantages et Inconvénients

Inconvénients

- Il faut des données géoréférencées, réparties sur l'ensemble de la zone d'étude
ceci n'est pas spécifique au logiciel mais souvent nécessaire lors de l'ÉRE
- Le logiciel est en anglais (souhait d'accès à différents utilisateurs à travers l'Europe)
mais le vocabulaire est simple et l'interface facilite le déroulement
- Le nombre d'organismes cibles est restreint actuellement à une espèce, la Chevêche d'Athéna *Athene noctua*
l'ajout de nouvelles espèces cibles en cours : le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*, le Merle noir *Turdus merula* et le bétail : bovins, équidés
- Le nombre de polluants considérés est actuellement limité
Cd seulement, autres polluants métalliques (Pb) et organiques en cours de développement.

BERISP : Avantages et Inconvénients

Avantages

- **Logiciel gratuit téléchargeable depuis le site internet www.berisp.org**
- **Evaluation spatialement explicite et écologiquement représentative**
- **Interface conviviale et facile d'utilisation** (guide pas à pas des étapes grâce aux différents onglets, importation des données aisée, sauvegarde automatique)
- **Les cartes sont présentées grâce à une interface basée sur un Système d'Information Géographique (SIG)**
→ pas de compétences particulières en cartographie ni de logiciel supplémentaire requis
- **Il est possible de conserver toutes les cartes intermédiaires permettant d'aboutir au calcul de l'exposition** (disponibilité des proies, contamination des proies...)
- **Les résultats sont sous forme de cartes et de tableaux récapitulatifs**
→ atout incontestable pour la communication et la prise de décision
→ permet de repérer les zones où les interventions sont prioritaires

BERISP : Avantages et Inconvénients

Avantages

- **L'espèce cible actuellement considérée, la Chevêche d'Athéna, permet d'analyser le risque dans le « pire cas » : prédateur en bout de chaîne alimentaire, répond au principe de précaution recommandé pour l'ÉRE.**
- **Les habitats dans le logiciel sont adaptés de CORINE Land Cover**
 - Possibilité d'utiliser une extraction de la base cartographique de CORINE Land Cover (accessible gratuitement sur internet).
 - De plus, il existe un module complémentaire permettant de convertir une carte existante créée avec une autre nomenclature**
- **Seules les données spécifiques au site étudié sont nécessaires, toutes les autres données, équations et modèles sont contenus dans les bases de données internes du logiciel**



TERRASys

Logiciel professionnel d'évaluation des risques écotoxicologiques liés aux terrains contaminés

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

Agnès Renoux
Directrice adjointe - Analyse de risques
Sanexen Services environnementaux inc.

Évaluation des risques écotoxicologiques

- **Transfert des contaminants**

- entre les éléments abiotiques (sol, air, eau...)
- de l'habitat vers les organismes vivants
- entre ces organismes (chaîne trophique)

➡ Estimer les doses d'exposition

- **Caractérisation toxicologique**

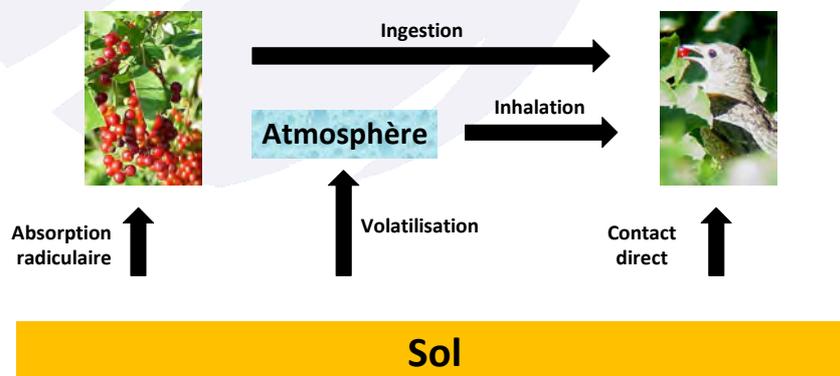
➡ Établir les seuils toxiques

Transfert environnemental et exposition

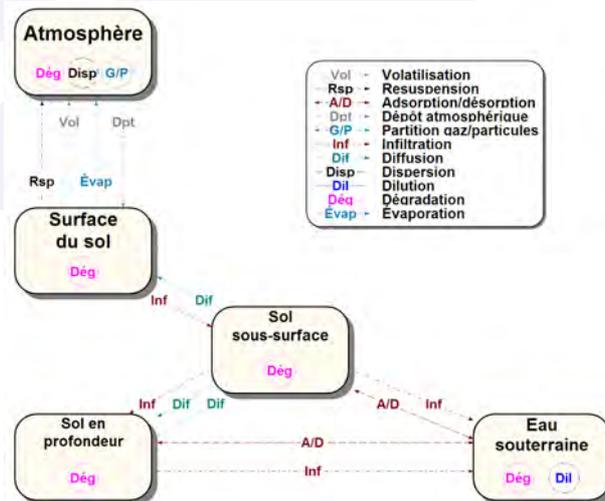
Fonction de :

- Composantes abiotiques (air, sol, rivière...)
- Récepteurs biologiques (animaux, végétation, invertébrés...)
- Interactions entre ces éléments (ruissellement, ingestion, volatilisation...)
- Combinaison des voies d'exposition

Combinaison des voies d'exposition



Interactions entre les composantes abiotiques



Estimation des concentrations et des niveaux d'exposition dans un écosystème

Ce qui est nécessaire :

- Représentation schématisée de l'écosystème
- Modèles mathématiques reconnus qui caractérisent chaque interaction
- Algorithme et exécution automatisée des calculs



Le logiciel TerraSys : Outil d'évaluation des risques écotoxicologiques

Objectifs:

- fournir un outil automatisé d'évaluation des risques écotoxicologiques
- intégrer l'ensemble des étapes requises pour l'évaluation des risques
- tenir compte des interactions entre les différents éléments de l'écosystème

Étude de cas

- **Petite île inhabitée dans l'estuaire du Saint-Laurent**
- **Milieu naturel**: Préoccupations pour faune et flore
- **Phare et tour à claire-voie**
 - Lampe du phare utilisant du mercure
 - Peinture au plomb des bâtiments
 - **Batteries abandonnées**
- **Différents secteurs contaminés**
 - Métaux: Pb, Zn, Hg, Ni, Cd, Cr, Cu
 - Concentrations très élevées

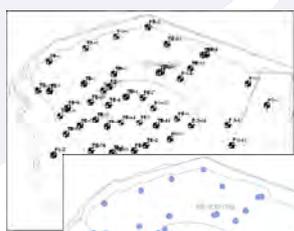
Contamination du site

Concentrations (mg/kg)

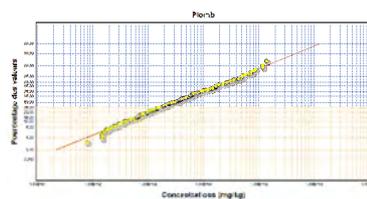
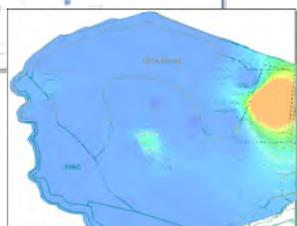
Substances	Bruits de fond	IC95	Maximum
Cadmium	1,3	10	220
Chrome (total)	75	136	1 700
Cuivre	50	230	4 200
Plomb	40	13 200	140 000
Mercure (total)	0,2	41	680
Nickel	55	23	170
Zinc	130	13 300	390 000

IC95 : Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la moyenne arithmétique

Traitement des données de caractérisation



- Saisie des données et importation de fichiers Excel
- **Cartographie** des concentrations mesurées ou modélisées
- Traitement statistique et **géostatistique**
- Graphiques (fréquences cumulées, en fonction de la profondeur, log-probit)



Définition du modèle conceptuel de l'écosystème

Modèle conceptuel : représentation schématisée de l'écosystème à modéliser

Inclut:

- les éléments de l'écosystème (biotiques et abiotiques), avec les propriétés de chaque élément
- les interactions entre les éléments, avec les attributs de chaque interaction
- les substances contaminantes

Les éléments de l'écosystème incluent les éléments du milieu de support (abiotiques) et les récepteurs écologiques pour lesquels l'évaluation des risques est faite.

Les interactions correspondent aux processus à modéliser pour estimer le transport et le sort des contaminants dans l'environnement (calcul des concentrations multi-médias)

Définition du modèle conceptuel

- Milieux terrestres et aquatiques
- Tous types de récepteurs écologiques
- 28 types différents d'interactions entre les éléments biotiques et abiotiques



Récepteurs écologiques: Organismes vivants présents dans l'écosystème

Sélection des espèces à modéliser

- Base de données des récepteurs écologiques
 - Plus de 190 espèces nord-américaines
 - 451 espèces européennes
- Outil et équations allométriques pour documenter les paramètres d'une nouvelle espèce



Addition d'une espèce à la base de données des récepteurs écologiques

Ajout à la base de données

Nom commun: Bécasseau sempalmé

Nom latin: *Calidris pusilla*

Ordre: CICONIIFORMES

Régime alimentaire principal:

<input type="radio"/> Onivore	<input type="radio"/> Folivore (feuilles)	<input checked="" type="radio"/> Vermivore	<input type="radio"/> Piscivore
<input type="radio"/> Herbivore	<input type="radio"/> Nectarivore	<input type="radio"/> Insectivore	<input type="radio"/> Détritivore
<input type="radio"/> Granivore	<input type="radio"/> Frugivore	<input type="radio"/> Carnivore	

Poids corporel: 0.0313 kg

Surface corporelle: 0.0099 mètres carrés

Dépense énergétique: 17.73 kcal/jour

Taux d'ingestion de nourriture: kg/jour

Taux d'ingestion d'eau: litres/jour

Taux d'ingestion de sol: kg/jour

Taux d'ingestion de sédiments: kg/jour

Taux d'inhalation: m³/jour

Taille de l'aire d'alimentation: mètres carrés

Surface

Dép. énergétique

Ing. Nouriture

Ing. Eau

Ing. Sol

Sédiments

Inhalation

Aire d'alimentation

Annuler

Définition de la composition de la diète

Proportions de la diète de Campagnol des champs (Interaction #52)

Végétation herbacée — ALIMENTATION / PREDATION —> Campagnol des champs

Indiquez la proportion de la diète constituée par : Végétation herbacée

Valeurs en pourcentage [%] de la diète totale:

Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Jun	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0

Les autres constituants de la diète de Campagnol des champs sont :

Végétation arbustive
5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0

Invertébrés terrestres
5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0 5.0

TOTAL [%]
100 100 100 100 100 100 100 100 100 100 100 100

Proportions des parties végétales consommées - Végétation herbacée

Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Jun	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Parties végétales	90.00	90.00	88.00	88.00	88.00	90.00	90.00	90.00	88.00	88.00	80.00
Macrolichens	25.00	25.00	7.50	7.50	7.50	9.00	9.00	9.00	10.00	10.00	25.00
Deserts	25.00	25.00	7.50	7.50	7.50	9.00	9.00	9.00	10.00	10.00	25.00

TOTAL [%]
100 100 100 100 100 100 100 100 100 100 100 100

Annuler OK

Exemple d'outil : Définition des valeurs assignées au sol

Valeurs défaut

Sélectionnez le type de sol dont vous désirez appliquer les valeurs par défaut

Types de sol:

- Argile
- Loam argileux
- Loam
- Sable loameux
- Limon (silt)
- Loam limoneux
- Argile limoneuse
- Loam limono-argileux
- Sable
- Argile sableuse
- Loam sablo-argileux
- Loam sableux
- Gravier fin
- Gravier moyen
- Gravier grossier

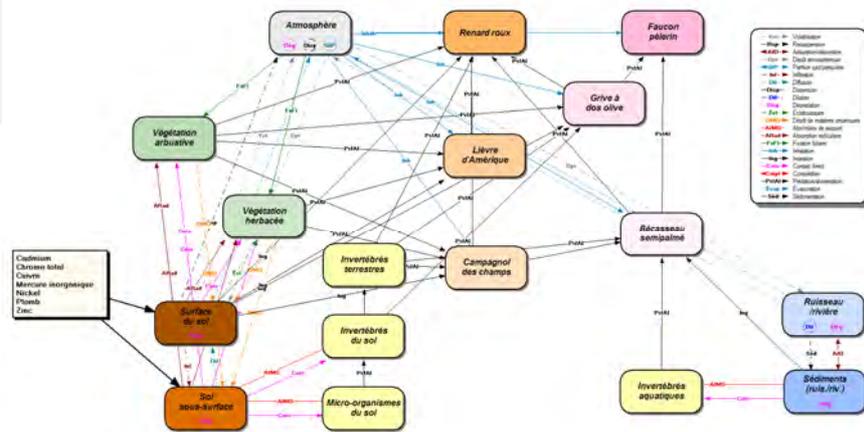
Valeurs défaut:

Porosité totale: 0.38
pH: 7.00
Densité totale: 1.65
Densité particulière: 2.66
Carbone organique: 0.0010
Contenu en argile: 0.85
Contenu en sable: 0.15

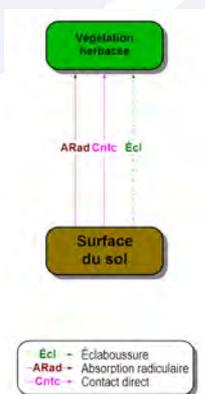
Argile: 55 %
Limon: 30 %
Sable: 15 %

Annuler OK

Modèle conceptuel de l'écosystème pour l'étude de cas



Modélisation multimédia des concentrations et de l'exposition



Pour chaque interaction:

- Équations reconnues
- Valeur des paramètres
- Calculs

Modèles et valeurs des paramètres

Sources établies :

- U.S. EPA Superfund (1986)
- Soil Screening (1996) and Risk Assessment (1999) guidance documents
- *Handbook of Property Estimation Methods* (Boethling & MacKay 2000)
- *Evaporation, Evapotranspiration and Climactic Data* (Burman & Pochop 1994)
- *Assessment of Chemical Exposures* (Daughtery 1998)
- *Fate of Pollutants in the Air and Water Environments* (Junge 1977)
- *Ecological Risk Assessment* (Suter et al. 2000)
- Littérature scientifique

Exemples d'équations utilisées

Transfert d'un métal du sol vers la végétation herbacée

:

$$C_{\text{vgt}} = [C_{\text{vgt,root}} + C_{\text{dep}} + C_{\text{fl}} + C_{\text{ms}}] \times k_{\text{met-vgt}}$$

$$\ln(C_{\text{vgt,root}}) = B0 + (B1 \times \ln(C_{\text{soil}}))$$

- Absorption racinaire:

(Hopes 1995)

$$C_{\text{dep}} = \frac{[T_{\text{dep,dry}} + (T_{\text{dep,wet}} \times F_w)] \times Rp \times [1 - e^{(-k_p \times t)}]}{Yp \times k_p}$$

- Dépot atmosphérique :

(U.S.EPA 1999)

$$C_{\text{fl}} = \left(\frac{C_{\text{air}} \times f_{\text{gas}}}{1.2} \right) \times BTF_{\text{air-vgt}} \times (1.0 - \theta_{\text{w-vgt}})$$

- Fixation foliaire :

(U.S.EPA 1999)

$$C_{\text{ms}} = C_{\text{soil}} \times k_{\text{vgt-soil}} \times f_{\text{bare}}$$

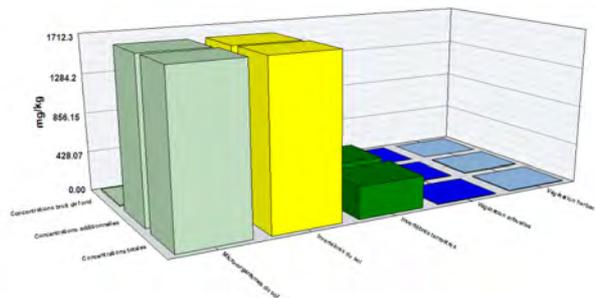
- Éclaboussures de la pluie :

(Hopes 1995)

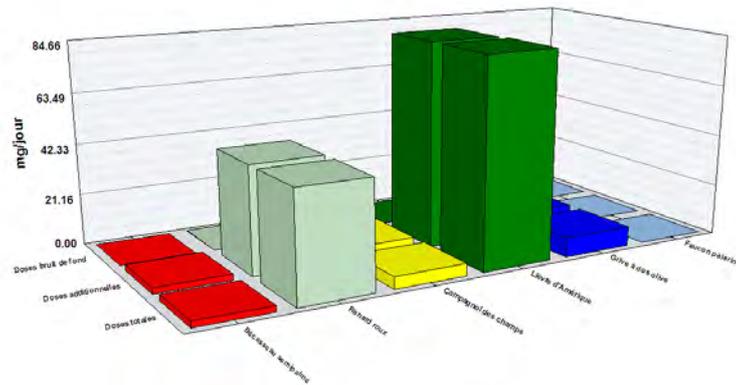
Concentrations estimées en Pb Végétation herbacée

Concentration (mg/kg)	Bruit de fond	Additionnelle	Totale
Sol	40	1,31E+04	
Absorption racinaires	2,09	6,43	
Éclaboussures	8,16E-04	1,34	
Parties végétatives	0,25	7,77	8,03
Racines	3,16	1039,6	1042,8
Graines	0,050	1,55	1,61

Concentrations estimées en Pb Organismes du sol



Doses estimées en Pb Mammifères et oiseaux



Calcul de l'indice de risque (IR)

$$IR = \frac{\text{Concentration ou Dose d'exposition estimée}}{\text{Valeur de référence}}$$

- Estimé pour chaque récepteur utilisé comme représentant
Ex.: Renard roux utilisé comme représentant des mammifères prédateurs
- Interprétation: IR < 1 = absence de risque
IR > 1 = potentiel de risque
- Équivalent à :

$$Q = \frac{PEC}{PNEC}$$

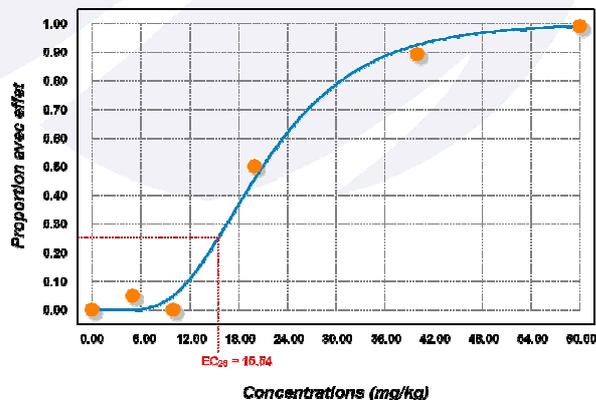
- PEC: *Predicted Environmental Concentration*
PNEC: *Probable No Effect Concentration*
- Défini pour un compartiment environnemental

Valeurs de référence

- Valeur de référence définit le niveau sécuritaire ou le niveau cible de protection des récepteurs écologiques
- Valeurs de référence fournies par les organismes réglementaires (ex. EPA, ministère de l'environnement au Québec)
- Calcul d'une valeur de référence *ad hoc*:
 - définition du niveau de protection « cible » (EC_x)
 - calcul des valeurs de EC_x
 - distribution de valeurs des EC_x
 - calcul de l'indicateur statistique approprié (moyenne géométrique, percentile, etc.)

Génération de valeurs de référence Relation dose/réponse (concentration/réponse)

Van Gestel. et al. 1992 - Pentachlorophénol



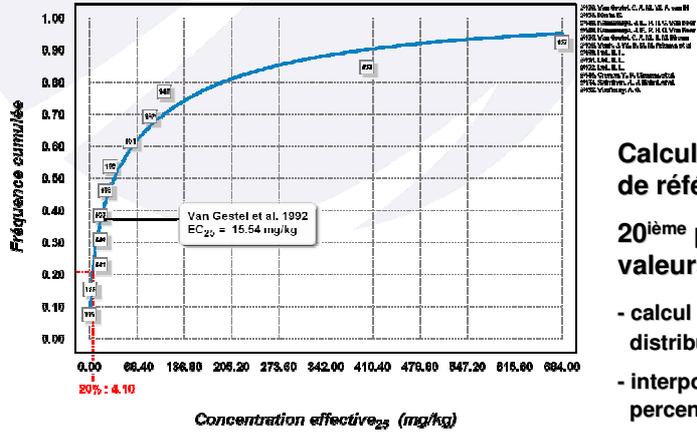
Calcul du niveau EC_{25} à partir d'une étude écotoxicologique :

- modélisation de la relation dose/réponse
- interpolation de la valeur EC_{25}

tau de Kendall = 0,85 p = 0,020 (Distribution Log-normale; R^2 : 0,9930)

Distribution de sensibilités (valeurs de EC₂₅) et calcul d'une valeur de référence

Distribution des sensibilités - Pentachlorophénol - CAS 87-86-5

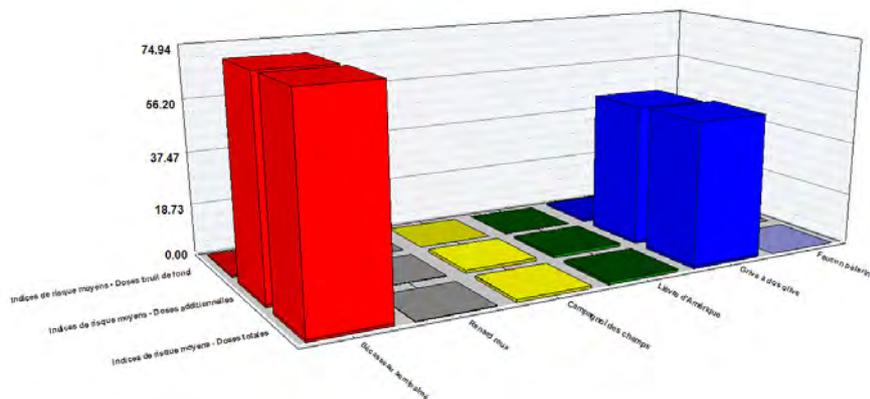


Calcul de la valeur de référence :

20^{ème} percentile des valeurs de EC₂₅ :

- calcul de la distribution des valeurs
- interpolation du 20^{ème} percentile

Présentation des résultats Indices de risque

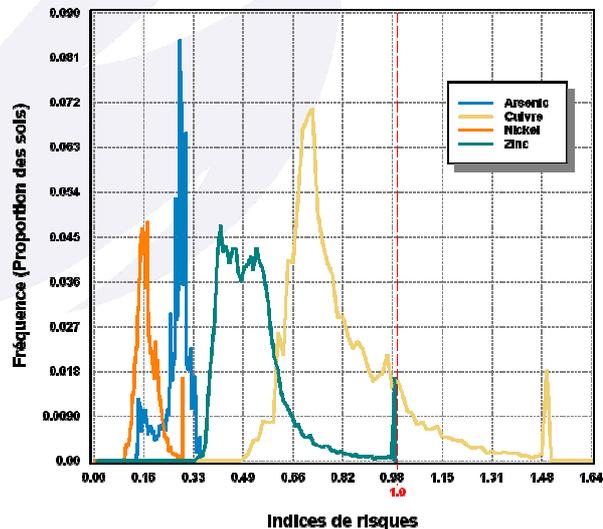


Présentation des résultats:

Distributions de valeurs des indices de risques

(basé sur les modélisations géostatistiques de la contamination des sols)

Invertébrés du sol : distribution des indices de risques

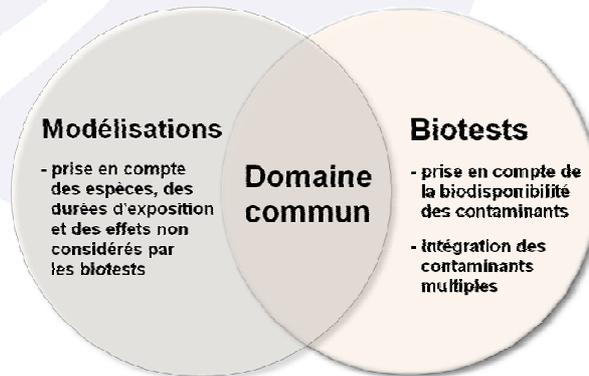


Calcul d'indices de risques à partir des résultats de biotests

2 types de résultats de biotests:

- seuil toxique (ex. NOEC = dilution de 50 %)
 - permet le calcul d'un indice de risque quantitatif:
$$IR = 100 / C$$
 (C : seuil toxique de référence, exprimé en % de dilution)
$$IR \approx 1$$
 si effet jugé biologiquement significatif, mais statistiquement non-significatif
- réponse toxique (ex.: 24 % de réduction de la longueur des tiges)
 - permet d'établir un indice de risque qualitatif seulement:
 - IR < 1 réponse non-significative
 - IR ≈ 1 réponse non significative statistiquement, mais jugée biologiquement ou écologiquement significative
 - IR > 1 réponse significative et R < 100 %
 - IR >> 1 réponse significative et R = 100 %

Évaluation des risques par modélisations et par biotests : approches complémentaires



Interprétation des résultats Recherche de corrélations

- Concentrations dans le sol vs réponses quantitatives des biotests
- Concentrations dans le sol vs indices de risques calculés à partir des biotests

Cherche à identifier le ou les contaminants qui semblent expliquer les réponses toxiques observées lors des biotests

Caractéristiques du logiciel

- Fonctionne sous Windows NT 4.0, Windows 2000, Windows XP, Vista ou Windows 7
- Configuration minimale:
 - 256 Mo de mémoire vive
 - Résolution d'écran minimale de 1024 X 768
 - Intel® Pentium® 233 Mhz ou l'équivalent
 - Minimum de 20 Mo. pour l'installation
 - Minimum de 100 Mo. pour l'utilisation
- Disponible en versions française et anglaise

The screenshot displays the TerraSys 1.0 software interface. On the left, there is a vertical menu with icons for various ecological components. The main window shows a diagram with nodes and arrows, and a list of ecological components. A yellow box highlights the following features:

- ✓ Interface conviviale
- ✓ Système d'aide évolué
- ✓ Menus contextuels
- ✓ Manuel de référence détaillé
- ✓ Support technique

The interface also includes a sidebar with the TerraSys logo and a SANEXEN logo at the bottom. The main window contains a diagram with nodes and arrows, and a list of ecological components. The list includes: Crustacés, Invertébrés de sol, Invertébrés terrestres et aériens, Zooplancton, Macrophytes aquatiques, Poissons, Amphibiens, Mammifères, and Oiseaux.

Bases de données intégrées

- Base de données regroupant plus de 100 substances communes dans les sols contaminés
- Base de données sur les récepteurs écologiques nord-américains et européens; plus de 650 espèces
- Base de données écotoxicologiques (indicateurs écotoxicologiques et données brutes) directement utilisables pour le calcul de valeurs de référence et l'évaluation des risques (+ de 18 000 enregistrements)
- Base de données descriptives sur plus de 50 biotests communs (EPA, OCDE, etc.)

Toutes les bases de données comprennent les fonctions d'édition et d'ajout d'enregistrements, ainsi que des fonctions d'assistance à l'utilisateur

Modélisations

- Modélisations des concentrations multi-médias dans tous les compartiments environnementaux
- Modélisation de l'exposition et des risques pour tous les types de récepteurs écologiques
- Calcul de valeurs de référence *ad hoc*
- Calcul d'indices de risques à partir des résultats de biotests
- Intégration des approches *Modélisation et Biotests*



Assistance à l'utilisateur

- **Lecture directe des fichiers Excel™**
- **Rapports textuels détaillés ou sommaires**
- **Tableaux de résultats (concentrations, doses, risques...)**
- **Éditeur de fichiers texte intégré au logiciel**
- **Fonctions complètes d'édition et de sauvegarde des résultats et des graphiques**
- **Nombreux outils interactifs d'assistance à l'utilisateur**
- **Valeurs défaut, équations allométriques, QSAR, etc.**
- **etc...**

Puissance d'analyse

- **Modélisations de systèmes simples ou complexes**
- **Capacité de traitement simultané de:**
 - **100 contaminants**
 - **5000 stations d'échantillonnage des sols**
 - **100 éléments biotiques et abiotiques**
 - **2500 interactions entre les éléments (modèle conceptuel)**

**Séminaire éRé ADEME - URS
27 et 28 septembre 2011**

Listes des participants

NOM Prénom	Société	Email
ANDRES Sandrine	INERIS	sandrine.andres@ineris.fr
BASSERES Anne	TOTAL	anne.basseres@total.com
BONZOM Jean-Marc	IRSN	jean-marc.bonzom@irsn.fr
BOULOS Johanna	EDF	johanna.boulos@edf.fr
BROCHIER Violaine	VEOLIA	violaine.brochier@veolia.com
BUCKMAN Franck	AIRELE	franck.buckman@airele.com
CHARTON-BISSETA Julie	EDF	julie.charton@edf.fr
CHENON Pascale	RITTIMO Agroenvironnement	pascale.chenon@rittmo.com
COUFFIGNAL Bénédicte	RECORD	benedicte.couffignal@record-net.org
COUTELLOT Fanny	Fondation INNOVASOL	f.coutelot@innovasol.org
DELALANDE Claire	ADEME	claire.delalande@ademe.fr
DUBOURG Valérie	DREAL LIMOUSIN	valerie.dubourg@developpement-
FEVRIER Laureline	IRSN	laureline.fevrier@irsn.fr
FILIOR François	CETE Nord Picardie	francois.filior@developpement-
FOURNIER Julien	ENVIRON	jfournier@environcorp.com
GUELLIER Camille	ADEME	camille.guellier@ademe.fr
HAMON Mickäel	SNCF	mickael.hamon@sncf.fr
LASCOURREGES Jean-François	APESA	jeanfrancois.lascourreges@apesa.fr
MORI Michel	VEOLIA	michel.mori@veolia.com
PERRODIN Yves	ENTPE - UMR LEHNA	yves.perrodin@entpe.fr
PUCHEUX Nicolas	INERIS	nicolas.pucheux@ineris.fr
ROUSSEL Hélène	ADEME	helene.rousseau@ademe.fr
SERRE Jeanne	VEOLIA	jeanne.serre@veolia.com
SIMON-CORNU Marie	IRSN	marie.simon-cornu@irsn.fr
TERKI Fatiha	LMCU - Euralliance	fterki@lillemetropole.fr
TRAVERSE Sylvie	BURGEAP	s.traverse@burgeap.fr

Listes des intervenants

DE VAUFLEURY Annette	Université de Besançon	annette.devaufleury@univ-fmte.fr
DERAM Annabelle	Université de Lille Nord de France	annabelle.deram@univ-lille2.fr
FRITSCH Clémentine	Université de Franche-Comté	clementine.fritsch@univ-fcomte.fr
GRAND Cécile	ADEME	cecile.grand@ademe.fr
ISMERT Muriel	URS-France	muriel_ismert@urscorp.com
HAYET Audrey	Université de Lille	audrey.hayet@univ-lille2.fr
LEMAL Laure	Cirad	laure.lemal@cirad.fr
RENOUX Agnès	Sanexen	arenoux@sanexen.com
RUIZ Nuria	IRD	nuria.ruiz@ird.fr
VILLENAVE Cécile	IRD / ELISOL Environnement	cecile.villenave@ird.fr

**Séminaire éRé ADEME - URS
27 et 28 septembre 2011**

Listes des participants

NOM Prénom	Société	Email
ANDRES Sandrine	INERIS	sandrine.andres@ineris.fr
BASSERES Anne	TOTAL	anne.basseres@total.com
BONZOM Jean-Marc	IRSN	jean-marc.bonzom@irsn.fr
BOULOS Johanna	EDF	johanna.boulos@edf.fr
BROCHIER Violaine	VEOLIA	violaine.brochier@veolia.com
BUCKMAN Franck	AIRELE	franck.buckman@airele.com
CHARTON-BISSETA Julie	EDF	julie.charton@edf.fr
CHENON Pascale	RITTIMO Agroenvironnement	pascale.chenon@rittmo.com
COUFFIGNAL Bénédicte	RECORD	benedicte.couffignal@record-net.org
COUTELLOT Fanny	Fondation INNOVASOL	f.coutelot@innovasol.org
DELALANDE Claire	ADEME	claire.delalande@ademe.fr
DUBOURG Valérie	DREAL LIMOUSIN	valerie.dubourg@developpement-
FEVRIER Laureline	IRSN	laureline.fevrier@irsn.fr
FILIOR François	CETE Nord Picardie	francois.filior@developpement-
FOURNIER Julien	ENVIRON	jfournier@environcorp.com
GUELLIER Camille	ADEME	camille.guellier@ademe.fr
HAMON Mickäel	SNCF	mickael.hamon@sncf.fr
LASCOURREGES Jean-François	APESA	jeanfrancois.lascourreges@apesa.fr
MORI Michel	VEOLIA	michel.mori@veolia.com
PERRODIN Yves	ENTPE - UMR LEHNA	yves.perrodin@entpe.fr
PUCHEUX Nicolas	INERIS	nicolas.pucheux@ineris.fr
ROUSSEL Hélène	ADEME	helene.rousseau@ademe.fr
SERRE Jeanne	VEOLIA	jeanne.serre@veolia.com
SIMON-CORNU Marie	IRSN	marie.simon-cornu@irsn.fr
TERKI Fatiha	LMCU - Euralliance	fterki@lillemetropole.fr
TRAVERSE Sylvie	BURGEAP	s.traverse@burgeap.fr

Listes des intervenants

DE VAUFLEURY Annette	Université de Besançon	annette.devaufleury@univ-fmte.fr
DERAM Annabelle	Université de Lille Nord de France	annabelle.deram@univ-lille2.fr
FRITSCH Clémentine	Université de Franche-Comté	clementine.fritsch@univ-fcomte.fr
GRAND Cécile	ADEME	cecile.grand@ademe.fr
ISMERT Muriel	URS-France	muriel_ismert@urscorp.com
HAYET Audrey	Université de Lille	audrey.hayet@univ-lille2.fr
LEMAL Laure	Cirad	laure.lemal@cirad.fr
RENOUX Agnès	Sanexen	arenoux@sanexen.com
RUIZ Nuria	IRD	nuria.ruiz@ird.fr
VILLENAVE Cécile	IRD / ELISOL Environnement	cecile.villenave@ird.fr

**Séminaire éRé ADEME - URS
27 et 28 septembre 2011**

Listes des participants

NOM Prénom	Société	Email
ANDRES Sandrine	INERIS	sandrine.andres@ineris.fr
BASSERES Anne	TOTAL	anne.basseres@total.com
BONZOM Jean-Marc	IRSN	jean-marc.bonzom@irsn.fr
BOULOS Johanna	EDF	johanna.boulos@edf.fr
BROCHIER Violaine	VEOLIA	violaine.brochier@veolia.com
BUCKMAN Franck	AIRELE	franck.buckman@airele.com
CHARTON-BISSETA Julie	EDF	julie.charton@edf.fr
CHENON Pascale	RITTIMO Agroenvironnement	pascale.chenon@rittmo.com
COUFFIGNAL Bénédicte	RECORD	benedicte.couffignal@record-net.org
COUTELLOT Fanny	Fondation INNOVASOL	f.coutelot@innovasol.org
DELALANDE Claire	ADEME	claire.delalande@ademe.fr
DUBOURG Valérie	DREAL LIMOUSIN	valerie.dubourg@developpement-
FEVRIER Laureline	IRSN	laureline.fevrier@irsn.fr
FILIOR François	CETE Nord Picardie	francois.filior@developpement-
FOURNIER Julien	ENVIRON	jfournier@environcorp.com
GUELLIER Camille	ADEME	camille.guellier@ademe.fr
HAMON Mickäel	SNCF	mickael.hamon@sncf.fr
LASCOURREGES Jean-François	APESA	jeanfrancois.lascourreges@apesa.fr
MORI Michel	VEOLIA	michel.mori@veolia.com
PERRODIN Yves	ENTPE - UMR LEHNA	yves.perrodin@entpe.fr
PUCHEUX Nicolas	INERIS	nicolas.pucheux@ineris.fr
ROUSSEL Hélène	ADEME	helene.rousseau@ademe.fr
SERRE Jeanne	VEOLIA	jeanne.serre@veolia.com
SIMON-CORNU Marie	IRSN	marie.simon-cornu@irsn.fr
TERKI Fatiha	LMCU - Euralliance	fterki@lillemetropole.fr
TRAVERSE Sylvie	BURGEAP	s.traverse@burgeap.fr

Listes des intervenants

DE VAUFLEURY Annette	Université de Besançon	annette.devaufleury@univ-fmte.fr
DERAM Annabelle	Université de Lille Nord de France	annabelle.deram@univ-lille2.fr
FRITSCH Clémentine	Université de Franche-Comté	clementine.fritsch@univ-fcomte.fr
GRAND Cécile	ADEME	cecile.grand@ademe.fr
ISMERT Muriel	URS-France	muriel_ismert@urscorp.com
HAYET Audrey	Université de Lille	audrey.hayet@univ-lille2.fr
LEMAL Laure	Cirad	laure.lemal@cirad.fr
RENOUX Agnès	Sanexen	arenoux@sanexen.com
RUIZ Nuria	IRD	nuria.ruiz@ird.fr
VILLENAVE Cécile	IRD / ELISOL Environnement	cecile.villenave@ird.fr

**Séminaire éRé ADEME - URS
27 et 28 septembre 2011**

Listes des participants

NOM Prénom	Société	Email
ANDRES Sandrine	INERIS	sandrine.andres@ineris.fr
BASSERES Anne	TOTAL	anne.basseres@total.com
BONZOM Jean-Marc	IRSN	jean-marc.bonzom@irsn.fr
BOULOS Johanna	EDF	johanna.boulos@edf.fr
BROCHIER Violaine	VEOLIA	violaine.brochier@veolia.com
BUCKMAN Franck	AIRELE	franck.buckman@airele.com
CHARTON-BISSETA Julie	EDF	julie.charton@edf.fr
CHENON Pascale	RITTIMO Agroenvironnement	pascale.chenon@rittmo.com
COUFFIGNAL Bénédicte	RECORD	benedicte.couffignal@record-net.org
COUTELLOT Fanny	Fondation INNOVASOL	f.coutelot@innovasol.org
DELALANDE Claire	ADEME	claire.delalande@ademe.fr
DUBOURG Valérie	DREAL LIMOUSIN	valerie.dubourg@developpement-
FEVRIER Laureline	IRSN	laureline.fevrier@irsn.fr
FILIOR François	CETE Nord Picardie	francois.filior@developpement-
FOURNIER Julien	ENVIRON	jfournier@environcorp.com
GUELLIER Camille	ADEME	camille.guellier@ademe.fr
HAMON Mickäel	SNCF	mickael.hamon@sncf.fr
LASCOURREGES Jean-François	APESA	jeanfrancois.lascourreges@apesa.fr
MORI Michel	VEOLIA	michel.mori@veolia.com
PERRODIN Yves	ENTPE - UMR LEHNA	yves.perrodin@entpe.fr
PUCHEUX Nicolas	INERIS	nicolas.pucheux@ineris.fr
ROUSSEL Hélène	ADEME	helene.rousseau@ademe.fr
SERRE Jeanne	VEOLIA	jeanne.serre@veolia.com
SIMON-CORNU Marie	IRSN	marie.simon-cornu@irsn.fr
TERKI Fatiha	LMCU - Euralliance	fterki@lillemetropole.fr
TRAVERSE Sylvie	BURGEAP	s.traverse@burgeap.fr

Listes des intervenants

DE VAUFLEURY Annette	Université de Besançon	annette.devaufleury@univ-fmte.fr
DERAM Annabelle	Université de Lille Nord de France	annabelle.deram@univ-lille2.fr
FRITSCH Clémentine	Université de Franche-Comté	clementine.fritsch@univ-fcomte.fr
GRAND Cécile	ADEME	cecile.grand@ademe.fr
ISMERT Muriel	URS-France	muriel_ismert@urscorp.com
HAYET Audrey	Université de Lille	audrey.hayet@univ-lille2.fr
LEMAL Laure	Cirad	laure.lemal@cirad.fr
RENOUX Agnès	Sanexen	arenoux@sanexen.com
RUIZ Nuria	IRD	nuria.ruiz@ird.fr
VILLENAVE Cécile	IRD / ELISOL Environnement	cecile.villenave@ird.fr