

Université de Neuchâtel – Faculté des Sciences

Institut de Biologie

Laboratoire Sol & Végétation

Laboratoire de Biologie du Sol

La faune du sol comme indicateur de la qualité des sols urbains

Étude des communautés de vers de terre, d'enchytréides et de nématodes et de leurs relations avec des sols d'âges différents

THÈSE

Présentée devant l'Université de Neuchâtel

Pour l'obtention du grade de Docteur ès Sciences

Mention : Biologie

par

Joël Amossé

Soutenue et acceptée le 3 avril 2014, sur proposition du jury composé de:

Prof. Jean-Michel Gobat, Rapporteur, Co-directeur de thèse, Université de Neuchâtel

Prof. Edward Mitchell, Rapporteur, Co-directeur de thèse, Université de Neuchâtel

Dr Claire Le Bayon, Rapporteur, Université de Neuchâtel

Dr Michèle Glasstetter, Rapporteur, Université de Bâle

Dr Yvan Capowiez, Rapporteur, INRA Avignon

Prof. Christophe Schwartz, Rapporteur, Université de Lorraine

IMPRIMATUR POUR THESE DE DOCTORAT

La Faculté des sciences de l'Université de Neuchâtel
autorise l'impression de la présente thèse soutenue par

Monsieur Joël Amossé

Titre:

“La faune du sol comme indicateur de la qualité des sols urbains

**Etude des communautés de vers de terre, d'enchytréides et de nématodes et
de leurs relations avec des sols d'âges différents”**

sur le rapport des membres du jury composé comme suit:

- Prof. Jean-Michel Gobat, Université de Neuchâtel, directeur de thèse
- Prof. Edward Mitchell, Université de Neuchâtel
- Dr Claire Le Bayon, Université de Neuchâtel
- Dr Michèle Glasstetter, Université de Bâle
- Prof. Christophe Schwartz, Université de Lorraine, Nancy, F
- Dr Yvan Capowiez, INRA, Avignon, F

Neuchâtel, le 30 avril 2014

Le Doyen, Prof. P. Kropf



Résumé

Les sols sont l'une des composantes essentielles de l'écosystème urbain. Ils y jouent un rôle majeur dans la régulation du climat, le cycle de la matière organique et des éléments nutritifs. Tous ces processus sont, à des degrés divers et comme dans les sols non urbains, contrôlés par les organismes vivants du sol pour lesquels le sol remplit une fonction d'habitat. La faune du sol - précieux révélateur des activités humaines sur les changements d'état ou de fonctionnement des sols - reste jusqu'ici très peu étudiée en contexte urbain. Comparativement aux écosystèmes naturels ou agricoles, il n'est pas certain que les bioindicateurs usuels soient utilisables et performants dans le cas des sols urbains. Ainsi, l'objectif principal a donc été d'évaluer l'applicabilité des bioindicateurs retenus dans les sols naturels et agricoles dans le contexte urbain.

Dans une approche synchronique, dix-huit sols de différents âges – datant d'avant le XI^{ème} jusqu'au début du XXI^{ème} siècle - ont été choisis en ville de Neuchâtel et comparés à des sols au comportement jugés proches, les sols alluviaux; dans cette étude, ceux de la réserve naturelle de l'Allondon (canton de Genève) ont été sélectionnés. L'étude des sols et de la faune du sol s'est organisée autour de cinq parties: i) description classique de profils de sols *in situ*, ii) analyses de descripteurs physico-chimiques, biotiques et fonctionnels: teneur en eau, pourcentage de squelette, perte au feu (PAF), texture, pH_{H_2O} , pH_{KCl} , capacité d'échange cationique (CEC), C_{org} , N_{tot} , P_{olsen} , P_{tot} , Ca_{tot} , activité enzymatique globale (FDA, Fluoresceine DiAcétate), respiration du sol, abondance bactérienne et teneur en ergostérol, iii) extraction et identification de la faune du sol avec les méthodes appropriées pour chaque groupe (vers de terre, enchytréides et nématodes), iv) étude des communautés (densité, diversité et groupes fonctionnels) entre elles et de leurs relations avec l'âge, les caractéristiques physico-chimiques et fonctionnelles des sols urbains et, enfin, iv) étude comparative en microcosmes d'un sol urbain et alluvial visant à mieux situer le fonctionnement des sols urbains, notamment à travers les processus de structuration du sol et de dynamique de la matière organique suite à l'activité de la faune du sol (vers de terre endogés).

Nos résultats montrent que, selon le niveau de perturbation des sols, les sols urbains ont des caractéristiques physico-chimiques (teneur en argile élevée en fonction de la maturité des sols), pédologiques (processus de décarbonatation) et fonctionnelles (formation d'horizons organo-minéral A et structuré S) proches de celles des sols alluviaux naturels. Dans le cadre de l'étude expérimentale et pour les processus étudiés (structuration du sol, transformation de la matière organique), les sols urbains semblent aussi fonctionner de manière très similaire aux sols alluviaux, ce qui leur permet d'assurer, en ville, des services écosystémiques identiques (ex : régulation du climat, production primaire). À différents niveaux trophiques, les communautés faunistiques étudiées ne sont pas corrélées entre elles et informent sur des particularités différentes des sols urbains : (i) les conditions de leur mise en place (épaisseur du sol) influençant la proportion des catégories écologiques des vers de terre et notamment des anéciques; (ii) leur stabilité (âge des sols) à travers la proportion de stratégies r chez les enchytréides et l'indice de structure (indice fondé sur la complexité des réseaux trophiques) pour les nématodes; et, (iii) leur mode de gestion (arrosage, apports de matériaux carbonatés) corrélé aux structures des communautés de nématodes et d'enchytréides.

De par leur répartition ubiquiste, leur abondance, leur facilité d'extraction et d'identification au niveau de l'espèce/genre et d'un groupe fonctionnel, les vers de terre, les enchytréides et les nématodes peuvent être considérés comme de potentiels indicateurs reflétant les particularités fonctionnelles des sols urbains d'un point de vue physique (structuration du sol par les vers de terre favorisant le régime hydrique du sol et la décomposition de la matière organique par les enchytréides) et chimique (cycle des éléments nutritifs assurés par les nématodes). Ces groupes bioindicateurs – définis comme une priorité pour le gouvernement et pour la gestion des territoires urbains en Suisse – permettent de contribuer au développement de méthodes fiables d'évaluation de la qualité des sols urbains.

Mots clés: Ecosystème urbain, sol urbain, perturbations, vers de terre, enchytréides, nématodes, écologie des communautés, rôles fonctionnels, services écosystémiques, bioindication

Abstract

Soils are one of the main components of urban ecosystem. They play key roles in climate regulation, organic matter dynamics and nutrient cycling. At different scales, these processes are all controlled by soil organisms for which soils provide a habitat function. Communities or soil invertebrates are useful indicators of changes in soil state or functioning but are still poorly studied in the urban context as compared to natural or semi-natural ecosystems. It is therefore unclear to what extent soil invertebrates can be used as bioindicators in urban soils. The main objective of this thesis was therefore to assess the potential applicability of bioindicators developed in natural and agricultural settings in the urban context.

Using a synchronic approach, eighteen soils of different ages – from before XIth until the early XXIth century – were selected in Neuchâtel city and were compared to alluvial soils which have similar characteristics. In this study, soils from the natural reserve of Allondon (Geneva canton) were selected. The study of soils and soil fauna is organised around five parts: i) classical description of *in situ* soil profiles, ii) analyses of physicochemical, biotic and functional variables: water content, coarse fraction, loss on ignition, particle-size distribution, pH_{H_2O} , pH_{KCl} , cationic exchange capacity (CEC), C_{org} , N_{tot} , P_{olsen} , P_{tot} , Ca_{tot} , global enzymatic activity (FDA, Fluoresceine DiAcétate), soil respiration, bacterial abundance and ergosterol content iii) extraction and identification of soil fauna with appropriate methods for each group (earthworms, enchytraeids and nematodes), iv) soil fauna community study (density, diversity metrics and functional groups) between groups and their relationships with soil age, physicochemical and functional characteristics of urban soils and, finally, v) comparative study in microcosms of an urban and alluvial soils in order to better assess urban soil functioning, especially through various processes (soil structuration, organic matter dynamics) following soil fauna activity (endogeic earthworms).

Our results showed that, according to the degree of soil perturbation, urban soils have similar physicochemical (high clay content with soil maturity), pedological (decarbonation process) and functional (formation of an organomineral and a structured horizon) characteristics in comparison to natural alluvial soils. In the experimental study and for the studied processes (soil structuration, organic matter transformation), urban soils seem to function in a very similar way to alluvial soils and thus perform similar ecosystem services (climate regulation, primary production) in cities. The diversity and community structure of three studied soil fauna communities corresponding to different functional groups were not correlated to each other and thus inform on different urban soil characteristics: (i) earthworm ecological categories and especially anecics were correlated to soil thickness; (ii) the proportion of r strategists for enchytraeids and the structure index (index based on soil food web complexity) for nematodes were correlated to soil stability (soil age); and, (iii) enchytraeid and nematode community structures were correlated to soil management (watering, filling with carbonated materials).

Due to their ubiquitous distribution, their abundance, their ease of extraction and identification at species/genera or functional group levels, earthworms, enchytraeids and nematodes can be considered as potential indicators of functional characteristics of urban soils from a physical (soil structuring processes through earthworm activity favoring soil hydric regime and organic matter decomposition through enchytraeid activity) and a chemical (nutrient cycling through nematode activity) point of view. They contribute to the development of reliable methods for assessing the quality of urban soils which has been identified as a priority for policy making and urban management in Switzerland.

Key words: Urban ecosystem, urban soils, disturbance, earthworms, enchytraeids, nematodes, community ecology, functional roles, ecosystem services, bioindication

Table des matières

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Les sols urbains et la faune du sol	1
Caractéristiques générales des sols urbains	1
Les sols urbains, des sols oubliés aux fonctions multiples	4
La faune du sol et ses rôles	8
La faune du sol dans les sols urbains	10
Définitions de la qualité d'un sol	12
La bioindication	13
Concepts et définitions	13
État de la bioindication dans les sols	15
Besoins de la bioindication dans les sols urbains	17
Objectifs de l'étude et organisation du manuscrit	20
Objectifs de l'étude	20
Organisation du manuscrit	21

CHAPITRE 2

MILLE ANS D'EXTENSION URBAINE À NEUCHÂTEL : ÉVOLUTION DES PAYSAGES ET DES SOLS	31
--	-----------

CHAPITRE 3

ARE URBAN SOILS SIMILAR TO NATURAL ALLUVIAL SOILS?	67
--	-----------

CHAPITRE 4

COMPARATIVE PATTERNS OF EARTHWORM, ENCHYTRAEID AND NEMATODE DIVERSITY AND COMMUNITY STRUCTURE IN URBAN SOILS OF DIFFERENT AGES	89
--	-----------

CHAPITRE 5

BURROWING ACTIVITY OF ENDOGEIC EARTHWORMS ON THE SOIL ORGANIC MATTER DYNAMICS AND THE SOIL STRUCTURE IN URBAN SOILS UNDER CONTROLLED CONDITIONS	127
---	------------

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE	147
---------------------	------------

Propriétés, évolution pédogénétique et fonctionnement des sols urbains, des sols comparables aux sols alluviaux ? 147

Particularités des sols urbains et des communautés de la faune du sol 150

Pertinence des groupes de faune étudiés pour la bioindication en sols urbains 155

CHAPITRE 7

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES 161

Conclusion générale 161

Perspectives 166

REMERCIEMENTS 175

ANNEXES 177

Annexe 1 : Localisation des sites d'étude urbains et alluviaux

Annexe 2 : Fiches sols urbains et alluviaux avec leurs données pédologiques, physico-chimiques, fonctionnelles et relatives à la faune du sol

Annexe 3 : Densité de vers de terre (ind.m⁻²) par espèce et leur catégorie écologique pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 4 : Densité d'enchytréides (ind.m⁻²) par espèce et stratégies r pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 5 : Proportion de nématodes (%) par genre, trait de vie et groupe trophique pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 6 : Curriculum vitae

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Principaux facteurs de formation des sols urbains	2
Figure 2 : Caractéristiques principales liées à la perturbation des sols urbains	5
Figure 3 : Processus et services écosystémiques clés pouvant être assurés par la faune du sol en milieu urbain	7
Figure 4 : Exemple de représentation théorique de la relation entre la diversité des organismes du sol et les fonctions écosystémiques suivant le degré de perturbation	10
Figure 5 : Modes d'évaluation de l'impact environnemental de la perturbation du sol urbain à travers l'étude de la faune du sol	18
Figure 6 : Plan de Neuchâtel en 1353	40
Figure 7 : Plan de la ville de Neuchâtel en 1769	41
Figure 8 : Plan du quartier des Beaux-arts	43
Figure 9 : Carte des différentes périodes de remblayage	44
Figure 10 : Schémas et photos des profils de sol retenus à Neuchâtel, Suisse	51
Figure 11 : Évolution des sols de la ville de Neuchâtel au cours du temps	57
Figure 12 : Alluvial soil gradient according of the distance of the Allondon river	71
Figure 13 : Urban soil gradient according to the soil age, Neuchâtel, Switzerland	73
Figure 14 : Cluster dendrogramm of alluvial and urban soils	76
Figure 15 : Ordinal regression tree of the two selected soil groups according to their physicochemical properties	76
Figure 16 : Principal component analyses of earthworm , enchytraeid and nematode communities, and environemtal and functional variables from urban soils in Neuchâtel, Switzerland	100
Figure 17 : Moving window analysis of correlations between enchytraeid, earthworm and nematode communities from urban soils in Neuchâtel, Switzerland, according to soil age	103
Figure 18 : Moving window analysis of correlations between soil physical, chemical and functional variables, enchytraeid, earthworm and nematode communities from urban soils in Neuchâtel, Switzerland, according to soil age	104
Figure 19 : N-NH ₄ ⁺ and N-NO ₃ ⁻ content (mg.kg ⁻¹ soil) in the alluvial and the urban soil after one and three months of incubation	135
Figure 20 : Available phosphorus (mg.kg ⁻¹ soil) in the alluvial and the urban soil after one and three months of incubation	136

- Figure 21** : 3D skeletonized burrows of endogeic earthworms for the alluvial and the urban soil after one and three months of incubation **137**
- Figure 22** : Schéma synthétique de la perturbation du sol sur les propriétés physico-chimiques, les communautés de la faune du sol et le fonctionnement des sols urbains suivant le niveau de maturité des sols **151**
- Figure 23** : Liens trophiques des nématodes suivant leurs classes fonctionnelles **158**
- Figure 24** : Schéma de synthèse des rôles pouvant être assurés par la faune du sol étudiée en ville à différentes échelles spatio-temporelles **165**

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Exemple de contributions possibles des invertébrés du sol pour la fourniture de services écosystémiques en ville	7
Table 2 : Bilan des différentes phases de remblayages effectués sur le lac de Neuchâtel	44
Table 3 : Analyses physico-chimiques des huit profils de sols étudiés à Neuchâtel, Suisse	53
Table 4 : Soil identification for the alluvial gradient according to the distance of soils to the river	72
Table 5 : Soil identification for the urban gradient according to the soil age, Neuchâtel	74
Table 6 : Mean values of physicochemical variables for each soil group	77
Table 7 : Soil age, physicochemical and functional characteristics of the topsoils of urban soils from Neuchâtel, Switzerland	96
Table 8 : Annelid density, annelid and nematode diversity metrics and community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland	97
Table 9 : Correlations between earthworm, enchytraeid, and nematode community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland, and soil age, physicochemical and functional variables assessed by redundancy analyses	102
Table 10 : Initial physicochemical properties of alluvial and urban soils	130
Table 11 : Weight gain of earthworms after one and three months and number of juveniles collected after three months in alluvial and urban soils inoculated without or with earthworms (<i>A. rosea</i> ; <i>A. chlorotica</i>) in microcosms	134
Table 12 : Cumulative C-CO ₂ emission (µg.g ⁻¹ soil) and organic carbon content (%) in the soil after one and three months of incubation	134
Table 13 : Segment characteristics in alluvial (A) and urban (U) soils (± standard deviation) inoculated without or with earthworms in microcosms (<i>A. rosea</i> ; <i>A. chlorotica</i>)	138
Table 14 : Comparaison des valeurs moyennes de diversité et densités des trois groupes de faune étudiés entre les sols urbains et les sols alluviaux	154
Table 15 : Comparaison des bioindicateurs des sols retenus dans différents programmes	159

Chapitre 1

Introduction générale

Cette introduction générale est composée de trois parties. Dans la première, les caractéristiques principales des sols urbains et de la faune du sol sont présentées afin de mettre en avant l'importance de ces deux composantes pour le fonctionnement de l'écosystème urbain. Puis, dans la seconde, les concepts et les définitions de la bioindication sont développés avec un état général des connaissances sur la bioindication des sols et les besoins dans le contexte urbain. Enfin, dans la troisième partie, les principaux objectifs et hypothèses de ce travail sont détaillés ainsi que l'organisation du manuscrit.

Les sols urbains et la faune du sol

Caractéristiques générales des sols urbains

« Les sols que l'on foule dans les espaces urbains sont des milieux évolutifs, vivants, très hétérogènes dont il importe de mieux connaître les constituants, la structure, le fonctionnement, l'histoire. »

(Cheverry & Gascuel, 2009)

Le sol constitue une composante fondamentale des écosystèmes et représente un patrimoine menacé et difficilement renouvelable (Chaussod, 1996; Cheverry & Gascuel, 2009). Il est un système dynamique et complexe qui se forme, évolue, atteint un équilibre mais peut aussi se dégrader (Duchaufour, 1997, *in* Barles *et al.*, 1999). Dans les écosystèmes urbains, les sols peuvent évoluer dans des conditions naturelles, être légèrement ou complètement formés par l'homme (Figure 1). La diversité des sols urbains peut donc être élevée suivant le contexte historique des villes (Rossiter, 2007; Hazelton & Murphy, 2011). Les sols urbains sont généralement considérés comme « jeunes » de par leur âge de mise en place et souvent peu évolués (Baize & Girard, 2009), comparativement à une majorité de sols naturels (Duchaufour, 1983, Baumgartl, 1998 *in* Séré, 2007). Leur âge est souvent inférieur à la centaine d'années et leur degré d'évolution est étroitement lié à l'héritage de

matériaux apportés (McKinney, 2002; Lehmann & Stahr, 2007) comme, par exemple, des matériaux terreux ayant déjà acquis la structure d'un horizon organo-minéral A.

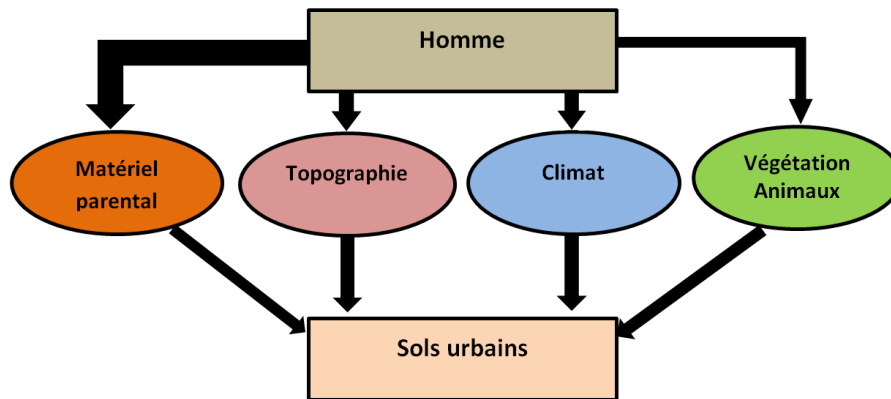


Figure 1 : Principaux facteurs de formation des sols urbains (modifié à partir de Morel J.L, *com. pers.*, 2013).

Les sols urbains sont souvent caractérisés par une grande quantité d'artéfacts (ex : brique, verre, poterie), un pH élevé (>8) et des matériaux organiques souvent d'origine technique (compost) augmentant les teneurs en éléments nutritifs dans les sols. Ils ont aussi parfois des teneurs élevées en contaminants (métaux lourds, PCB et HAP), une densité apparente élevée et une faible teneur en eau (Pouyet *et al.*, 1995; McKinney, 2002; Morel *et al.*, 2005).

Depuis peu, les sols urbains font partie de diverses classifications taxonomiques (Baize & Girard, 2009; IUSS working group, 2006). Dans le *Référentiel pédologique*, Baize & Girard (2009) qualifient les sols urbains d'Anthrosols. Ils sont classés en cinq catégories suivant le niveau d'intervention humaine: ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS, ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS, ANTHROPOSOLS CONSTRUITS, ANTHROPOSOLS ARTIFICIELS ou encore ANTHROPOSOLS ARCHÉOLOGIQUES. Les ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS sont des sols si intensément modifiés par les activités humaines (sur au moins cinquante centimètres d'épaisseur) que le solum naturel initial n'est plus reconnaissable (nouvelles morphologie et propriétés). Un rattachement double avec une référence classique est cependant possible comme par exemple pour les CALCOSOLS-ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS. Les ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS ou CONSTRUITS sont l'acte volontaire de création d'un sol (génie

pédologique) ayant un objectif précis, comme l'implantation rapide d'une végétation. Le terme RECONSTITUÉ renvoie à l'utilisation de matériaux géologiques ou pédologiques transportés. En revanche, le terme CONSTRUIT se rapporte à des matériaux d'origine technologique souvent considérés comme des déchets. Les ANTHROPOSOLS ARTIFICIELS sont quant à eux des sols entièrement formés par l'homme et sont constitués de matériaux non pédologiques sur une épaisseur d'au moins cinquante centimètres dans lequel va se développer l'Anthroposol. Enfin, l'ANTHROPOSOL ARCHÉOLOGIQUE se caractérise par une activité humaine ancienne avec la présence de matériaux archéo-anthropiques (ex: ossements) égal ou supérieur à vingt pourcents en volume dans les cinquante premiers centimètres de sol (Baize & Girard, 2009).

Dans la classification internationale de la *WRB* (World Reference Base, IUSS working group, 2006), les sols urbains sont classés en deux grandes catégories : les Anthrosols et les Technosols. Les Anthrosols sont des sols avec un usage agricole long et intensif sur au moins cinquante centimètres d'épaisseur. Les Technosols sont quant à eux des sols contenant une quantité en artéfacts (briques, poteries, verre, ferraille) égale ou supérieure à vingt pourcents en volume ou en poids sur un mètre d'épaisseur.

La typologie des sols anthropisés fait encore l'objet de nombreuses réflexions. Dans le cadre de la prochaine révision de la *WRB* pour les sols, un groupe de réflexion, reconnu par l'Union Internationale de la Science du Sol (UISS), travaille notamment sur une nouvelle classification des sols urbains: les SUITMAs (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas) (Rossiter, 2007; www.suitma7.umk.pl/).

Ces dernières années, les connaissances des sols urbains se sont accrues afin de préciser leur nature, leur diversité, leurs propriétés, leur fonctionnement et leur aptitude à remplir leurs fonctions (Morel *et al.*, 2005; Lehmann & Stahr, 2007). Cependant, si une majeure partie des sols urbains sont modifiés par les activités humaines plutôt que par des processus naturels (Craul, 1992; Carreiro *et al.*, 1999; Pavao-Zuckerman & Byrne, 2009; Hazelton & Murphy, 2011), il n'est pas exclu que leur

évolution et leur fonctionnement soient proches de certains sols naturels et notamment des sols alluviaux (Strehler, 1997). En effet, comme les sols urbains, les fluviolsols (Baize & Girard, 2009) sont souvent des sols jeunes qui subissent des variations spatio-temporelles élevées suite à l'action mécanique de l'eau. Ces sols héritent donc de matériaux de natures différentes liées aux processus de sédimentation (IUSS working group, 2006) et pouvant être comparés à l'apport de matériaux « *ex situ* » par l'homme (Lehmann & Stahr, 2007). Un certain nombre d'études ont notamment été menées sur les processus de formation des sols alluviaux (Guenat *et al.*, 1999; Bullinger-Weber & Gobat, 2006; Bullinger-Weber *et al.*, 2007) et ont montré l'importance des matériaux initiaux dans le degré d'évolution des sols. Leur comparaison avec les sols urbains peuvent permettre de comprendre en partie le mode de formation et de fonctionnement de ces derniers à différentes échelles spatiales et temporelles. Strehler (1997) a notamment mis en évidence, dans un sol artificiel formé à base de compost et de matériaux calcaires, des processus similaires à ceux observés dans des sols naturels comme la décarbonatation ou encore l'intégration de la matière organique à la partie minérale du sol après quelques années.

Les sols urbains, des sols oubliés aux fonctions multiples

Si le végétal a une place prépondérante dans la gestion des villes en raison de sa fonction paysagère (ex : parcs végétalisés, jardins, arbres d'alignement), le sol urbain reste encore peu considéré. Les caractéristiques des sols urbains sont souvent mal appréciées et la sous-estimation des perturbations qui leurs sont liées (ex : apports de matériaux exogènes, tassement, contamination) peut entraîner une perte de leur fonctionnalité (Blum, 2007 *in* Gis Sol, 2011; Cheverry & Gascuel, 2009). Les risques de dégradation qui en découlent sont multiples : déclin de la biodiversité, modification des réseaux trophiques, érosion du sol, altération des cycles des éléments nutritifs (Figure 2).

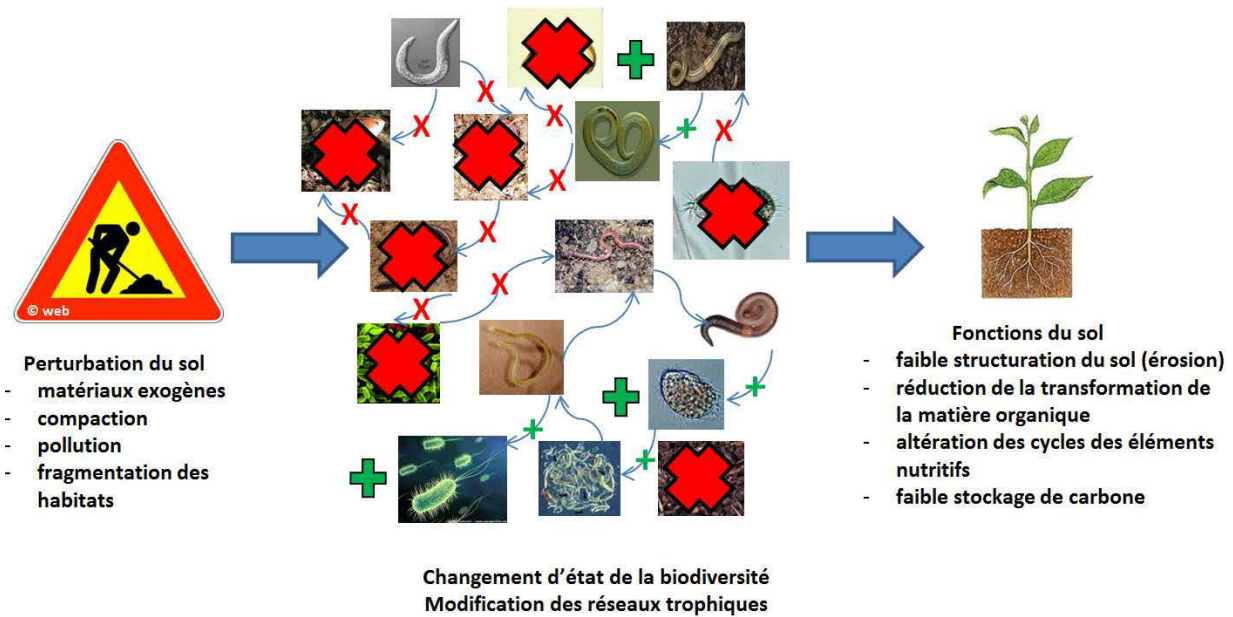


Figure 2 : Caractéristiques principales liées à la perturbation des sols urbains.

Dans un système dégradé, les réseaux trophiques sont souvent tronqués ou simplifiés. La production primaire ainsi que le nombre d'organismes et d'espèces peuvent donc fluctuer fortement (Duvigneaud, 1984). Un changement d'état de la biodiversité du sol peut directement influencer les fonctions écologiques (ex : décomposition de la matière organique, structuration du sol) assurées par la faune du sol et ainsi affecter la fourniture de services écosystémiques (Millenium Ecosystem Assesement, 2005) résultant de ces fonctions. Les services écosystémiques peuvent être définis comme le bénéfice que l'homme tire des écosystèmes en n'ayant pas ou peu eu à intervenir (Millenium Ecosystem Assesement, 2005). Dans les écosystèmes urbains, différents services peuvent ainsi être attendus:

- les services d'approvisionnement assurent la fourniture de matières premières : végétaux dans le cas des jardins familiaux, bois de chauffage, production de biogaz, etc. La biodiversité est aussi considérée comme une ressource d'approvisionnement permettant notamment le développement de la médecine (ADEME, 2012).

- les services de régulation permettent l'infiltration et le stockage de l'eau, le contrôle de la température grâce au phénomène d'évapotranspiration, la limitation de l'érosion et des crues, l'augmentation de la filtration de l'air (CO₂, NO_x) et de l'eau. Les sols permettent aussi le traitement des polluants métalliques et organiques (transfert, stockage et décontamination) en jouant leur rôle de filtre et de réacteur biologique.

- les services de support assurent un appui à la végétation, physique et fonctionnel, et aux infrastructures urbaines. Ceux-ci incluent aussi l'action du vivant sur le fonctionnement des grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, phosphore) à travers la fragmentation, la transformation, la minéralisation et le stockage de la matière organique dans le sol et la biomasse. La structure du sol allant du micromètre au centimètre détermine également l'habitat d'une biodiversité faunistique, floristique et microbienne (Havlicek, 2012).

- les services culturels représentent une valeur spirituelle, récréative et esthétique. Le sol protège notamment notre patrimoine archéologique en conservant la mémoire et l'empreinte des passages de l'Homme et des activités humaines (Gis Sol, 2011).

Avec l'émergence de problèmes environnementaux et l'apparition du concept de développement durable (Cf. Agenda 21, in <http://www.icleiusa.org>), différents objectifs d'utilisation du territoire en milieu urbain (zones de détente, habitat, transport) sont établis et portent de plus en plus sur la capacité des sols à fournir des services écosystémiques spécifiques (production primaire, régulation du climat). Les organismes du sol (plantes, champignons, animaux, protistes et bactéries), acteurs majeurs du fonctionnement des écosystèmes, font donc l'objet d'un intérêt nouveau dans l'écosystème urbain mais reste encore très peu étudiés. Néanmoins, certaines fonctions écologiques clés assurées par la faune du sol peuvent être attendues dans les sols urbains profitant à la fourniture de services écosystémiques (Figure 3 et Table 1).

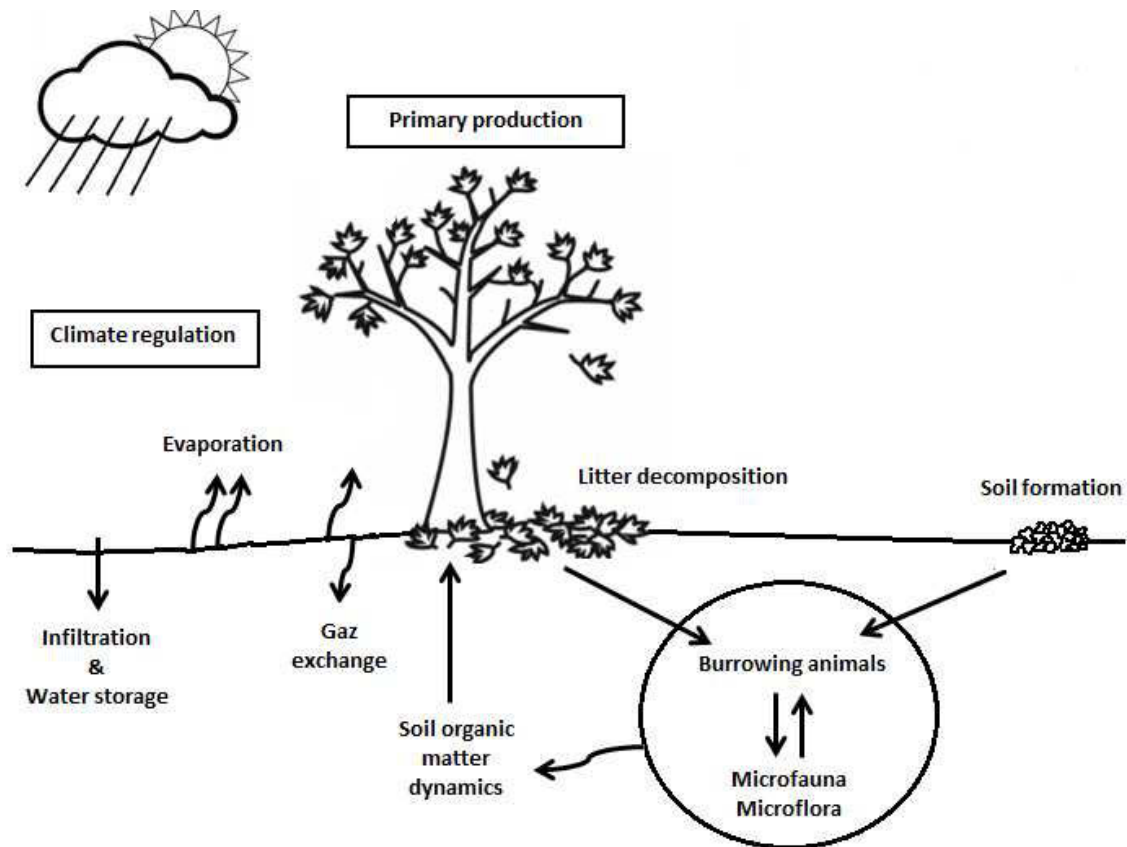


Figure 3 : Processus et services écosystémiques clés pouvant être assurés par la faune du sol en milieu urbain (adapté à partir de <http://www.ces.ncsu.edu/fletcher/programs/.../m57.pdf>).

Table 1 : Exemple de contributions possibles de la part des invertébrés du sol pour la fourniture de services écosystémiques en ville (adapté à partir de Lavelle *et al.*, 2006)

Contribution des invertébrés du sol	Processus écosystémiques	Services écosystémiques
Formation et entretien de la structure du sol (porosité) par bioturbation et creusage	Pédogenèse Infiltration, stockage et évaporation de l'eau Échanges gazeux	Régulation hydrique et thermique
Fragmentation, transport et intégration de la matière organique (MO)	Décomposition, humification et stockage de la MO dans le sol et la biomasse	Cycle des éléments nutritifs Stockage du carbone Production végétale
Sélection microbienne	Régulation biotique	

La faune du sol et ses rôles

« *Life in earth drives life on Earth, and soil biodiversity represents a vast biological engine, driving processes upon which our very survival depends.* »

(http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/library/maps/Biodiversity_Atlas/download/36.pdf)

Même en excluant les parties hypogées des plantes, les communautés d'organismes qui se développent dans le sol présentent une diversité et une abondance telles qu'elles constituent une part élevée de la biomasse terrestre et de la biodiversité. La faune du sol recouvre de nombreux taxons, comprenant eux-mêmes des centaines voire des milliers d'espèces pas toujours bien connues (Decaëns *et al.*, 2006; Adl *et al.*, 2013; Gobat *et al.*, 2013).

La faune du sol est répartie habituellement en fonction de la taille (diamètre) des organismes qui la composent en quatre groupes distincts, micro- (0,2 mm), méso- (entre 0,2 et 2 mm), macro- (entre 2 et 80 mm) et mégafaune (> 80 mm) (Lavelle, 1997; Gobat *et al.*, 2013). Le regroupement des invertébrés du sol par catégorie de taille est pertinent car il permet de renseigner sur l'échelle spatiale de vie et l'habitat occupé par les organismes au sein du sol. De plus, ce classement permet de donner une information clé sur les différents rôles joués par les organismes, animaux et microbiens, sur le fonctionnement du sol (European commission, 2010) :

- la microflore du sol (bactéries, champignons essentiellement) vit et agit à l'échelle de l'agrégat. Elle est la plus représentée en nombre (plusieurs centaines de milliers dans un gramme de sol). En tant qu'ingénieur « chimique », leurs fonctions principales sont de décomposer la matière organique, recycler les éléments nutritifs ou encore fixer l'azote nécessaire à la croissance des plantes.

- la microfaune (ex: nématodes, protozoaires) est représentée par plusieurs centaines d'organismes par gramme de sol. Elle régule la microflore par prédation et occupe une position clé dans les réseaux trophiques. Leur attribution fonctionnelle correspond aux microrégulateurs biotiques, microbivores ou microprédateurs.

- la mésofaune (ex: enchytréides, collemboles) vit quant à elle à différentes échelles d'agrégats et représente plusieurs dizaines de milliers d'individus par mètre carré. Appelés détritivores ou encore transformateurs de litière, les organismes vivants de la mésofaune sont responsables du broyage et de la fragmentation de la matière organique (ex : feuilles) et de l'établissement d'une microporosité (rétention de l'eau) et d'une mésoporosité (assemblage).

- la macrofaune (ex: vers de terre, diplopodes) représente souvent des centaines d'individus par mètre carré. Appelée aussi « ingénieurs du sol ou de l'écosystème » (Jones, 1994; Lavelle *et al.*, 2006), elle a pour spécificité de moduler directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour les autres espèces suite à des modifications physiques des sols et, par conséquent, de modifier, maintenir ou créer des habitats (Jones, 1994). Ses principales fonctions sont la fragmentation et l'intégration de la matière organique au sol, ainsi que la formation et le maintien de la structure du sol à travers l'activité de bioturbation. La porosité créée regroupe les micro-, méso- et macroporosité tubulaires, permettant de faciliter l'infiltration ou le stockage de l'eau, les échanges gazeux mais aussi de fournir un habitat favorable (la drilosphère, la paroi des galeries) au développement d'autres organismes plus petits comme les microorganismes (Bernard *et al.*, 2012).

Pour les différentes classes de taille, la faune du sol joue un rôle clé dans la structuration des sols, la décomposition de la matière organique ou encore le cycle des éléments nutritifs, permettant ainsi de contribuer à la fourniture de services écosystémiques dans les sols urbains. Cependant, les groupes fonctionnels définis selon la taille des organismes du sol ne restent pas figés (European commission, 2010) et peuvent varier selon les types de processus (ex : transformation des matières organiques mortes) (Girard *et al.*, 2008) et de milieux étudiés. Ainsi, les niveaux trophiques couramment identifiés dans le contexte des sols naturels peuvent varier dans le cas des sols urbains comme chez les vers de terre (dominance d'épigés) ou encore chez les nématodes (dominance de phytophages) dans les sols contaminés (Nahmani & Rossi, 2003; ADEME, 2012).

La faune du sol dans les sols urbains

« En ville, il existe une grande diversité d'organismes vivants malgré des conditions peu favorables. »

(Cheverry & Gascuel, 2009)

En milieu urbain, la biodiversité des organismes du sol est très peu connue, contrairement à la biodiversité aérienne, au moins celle des vertébrés et des plantes. Par exemple, à Zurich, il a été recensé 1211 espèces végétales, soit près de deux fois plus qu'une surface équivalente d'un écosystème agricole située sur le même Plateau suisse (Landolt, 2001). Si l'hétérogénéité spatio-temporelle des sols urbains permet la création de nouveaux habitats pour de nombreuses espèces, elle peut être aussi à l'origine d'une baisse de la biodiversité liée à de multiples perturbations. En écologie, la relation entre la diversité biologique et le fonctionnement des écosystèmes est un thème clé (Bengtsson, 1998; Wardle, 2002 ; de Lange *et al.*, 2013; Griffiths & Phillipot, 2013). En théorie, dans les systèmes jeunes peu stables, les perturbations peuvent entraîner une perte de biodiversité liée et pouvant conduire à une perte de fonctionnalité du sol (Figure 4).

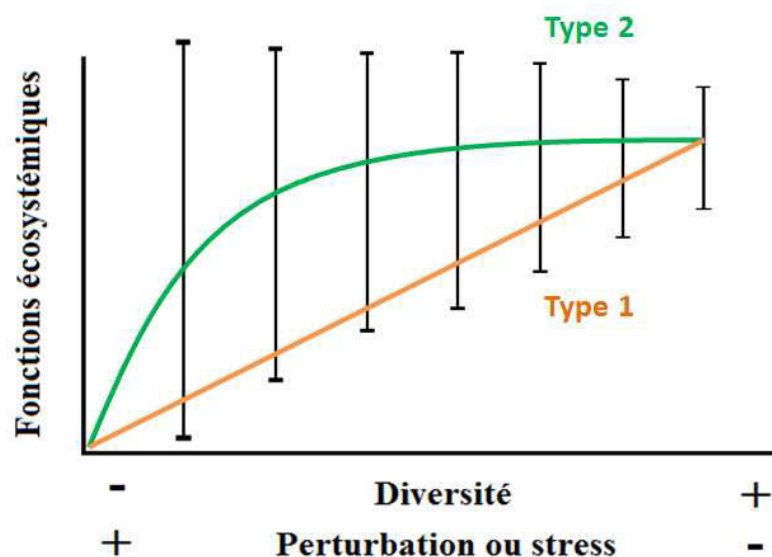


Figure 4 : Exemple de représentation théorique de la relation entre la diversité des organismes du sol et les fonctions écosystémiques suivant le degré de perturbation. L'hypothèse de type 1 considère que toutes les espèces jouent un rôle pour les fonctions de l'écosystème. Le type 2 prend en compte l'hypothèse de la « redondance des espèces ». Les barres d'erreur indiquent la gamme de réponses possibles tirée à partir de différentes d'espèces sur les fonctions écosystémiques (adapté à partir de Bengtsson, 1998 et Wardle, 2002).

Dans la figure 4 et pour l'hypothèse de type 2 sur « redondance des espèces », bien que le nombre de fonctions écosystémiques soit plus élevé avec l'augmentation du nombre d'espèces, aucune distinction ne peut être faite avec l'hypothèse de type 1. Les fonctions assurées dans l'écosystème ne sont donc pas forcément liées à la diversité mais sont principalement liées aux espèces ou groupes fonctionnels eux-mêmes (Bengtsson, 1998). La perte d'espèces fonctionnellement redondantes n'aurait qu'un faible impact sur le fonctionnement du sol (Naeem *et al.*, 1994; Bengtsson, 1998; Bardgett, 2005; Blondel, 1995, Setälä, 2005 in Gobat *et al.*, 2013). Suite à ce constat, une évaluation plus précise des espèces clés et des groupes fonctionnels pourraient mieux expliquer et prédire le changement de fonctionnement du sol (Bengtsson, 1998; Petchey & Gaston, 2002).

Par ailleurs, il n'a pas toujours été démontré que les perturbations du sol induisent automatiquement une perte de biodiversité, notamment chez les végétaux. En effet, suivant l'hypothèse de la perturbation intermédiaire développée par Connell (1978), une baisse ou une augmentation de la biodiversité peut être attendue suivant le degré de perturbation des sols. Cependant, une minorité de cas a permis de vérifier cette hypothèse, en démontrant que les relations entre perturbations et diversité sont, en réalité, souvent bien plus complexes (compétition entre espèces, filtre environnemental) (Fournier, 2013). Au sein de la communauté scientifique, les travaux menés et arguments développés à ce sujet sont divers et variés et font encore l'objet de nombreuses discussions (Fox, 2013; Sheil & Burslem, 2013).

Enfin, l'intégrité biologique des écosystèmes peut se définir comme la capacité d'un milieu à abriter et à maintenir une communauté équilibrée et adaptée d'organismes ayant une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'habitats naturels de la région (Levêque & Mounolou, 2001). Lors d'une perturbation, notamment engendrée par les activités humaines, les communautés d'espèces peuvent changer et ainsi modifier les fonctions « normales » ou la résilience des sols (Naeem & Wright, 2003; Griffiths & Philippot, 2013) à plus ou moins long terme.

Définitions de la qualité d'un sol

La qualité d'un sol est une notion subjective souvent définie par rapport aux intérêts des hommes (Mamy, 1993 *in* Chaussod, 1996). Elle recouvre la ou les fonctions d'intérêt « social » que le sol est susceptible de remplir dans la biosphère. Cette notion de qualité des sols ne peut être évaluée ni dans l'absolu, ni par un critère unique. Longtemps, cette notion de qualité des sols a été associée à la productivité (production de biomasse) dans le contexte agricole (Havlicek *et al.*, 2012). Puis, avec l'émergence de problèmes environnementaux et l'apparition du concept de développement durable, sa définition a évolué et a notamment désigné « sa capacité à fournir des biens et des services écosystémiques » (Costanza *et al.*, 1997). En Suisse par exemple, la notion de qualité des sols se réfère à l'Ordonnance suisse sur les atteintes portées au sol (Conseil fédéral de Suisse, 1998, OSol, art. 2.1, a), considérant le sol comme fertile « s'il présente une biocénose diversifiée et biologiquement active, une structure typique pour sa station et une capacité de décomposition intacte ». La qualité du sol est donc étroitement liée à sa capacité à fonctionner suite à l'équilibre entre les composantes et propriétés physiques (ex : la porosité du sol) et chimiques (ex : éléments nutritifs) constituant le biotope, et leurs nombreuses interactions avec la composante « vivante » (la flore et la faune du sol) constituant la biocénose (Nahrath, 2000; Gobat *et al.*, 2013).

Même s'il n'existe à ce jour aucun outil permettant de mesurer clairement et facilement la qualité du sol, en raison du caractère intégratif et fortement dépendant du contexte de ce dernier, la faune du sol reste une composante essentielle à étudier car elle est souvent à l'origine des différents processus assurés dans le sol (Lavelle *et al.*, 2006). De plus, à travers l'étude des communautés vivantes, les organismes du sol ont l'avantage d'intégrer l'ensemble des perturbations (ex : apports de matériaux, mélange d'horizons, tassement) et stress environnementaux (température, teneur en eau ou en éléments nutritifs) permettant de renseigner sur l'état global de fonctionnement du sol (Griffiths & Philippot, 2013). Cette sensibilité aux perturbations et les rôles clés joués par les organismes du sol en font les meilleurs indicateurs possibles de la qualité des sols (Lavelle *et al.*, 2006; Velasquez *et al.*, 2007; Ruiz *et al.*, 2011). Par exemple, chez les enchytréides et les vers de terre, une

part élevée de stratégies r (stade précoce de développement, forte reproduction et courte durée de vie) est souvent retrouvée dans des environnements perturbés (Schlaghamerský & Pižl, 2009; Bouché, 1972, Bouché, 1977, Gerard, 1967, Satchell, 1967, in Le Bayon *et al.*, 2013). À l'opposé, les stratégies K sont des espèces de milieux stables avec une productivité souvent faible en terme d'utilisation de l'énergie disponible et occupent en général des niches écologiques spécialisées (Cole, 1954). Dans les systèmes perturbés, les stratégies r sont avantagés par rapport aux stratégies K, par rapport notamment à leur comportement alimentaire maximisant le gain net d'énergie par unité de temps. Cette notion est étroitement liée à la théorie de la quête optimale de nourriture (*optimal foraging*) définie à l'origine par MacArthur & Pianka (1966).

La bioindication

“The concept of bioindication has, within the past 25 years, been broadened and expanded to address emerging ecological issues related to conservation assessment and landscape management.”

(Hodkinson & Jackson, 2005)

Concepts et définitions

Blandin (1986) a défini la bioindication par « *la capacité de certaines espèces de refléter par leur présence, leur absence ou leur comportement démographique (variations de densité), les caractéristiques et l'évolution d'un milieu* ». Cependant, la bioindication correspond étymologiquement à quelque chose de très vague : une *indication par la vie*. Cela sous-entend que les groupes choisis comme indicateurs sont donc des organismes vivants et qu'ils sont les émetteurs d'une information qui n'est bien souvent destinée qu'à un seul récepteur : l'homme (Mulhauser, 1990).

Plusieurs critères définissent les propriétés d'un bon bioindicateur (Hodkinson & Jackson, 2005 ; ADEME, 2012 ; Gobat *et al.*, 2013). Il doit être :

- facile à identifier avec une connaissance avancée de sa taxonomie et de sa biologie,
- abondant, couramment étudié et facile à conserver,

- suffisamment sensible pour déceler rapidement des déséquilibres présentant potentiellement un impact sur le fonctionnement du sol,
- représentatif de l'ensemble des communautés ou, si ce n'est pas le cas, sa réponse doit être fortement corrélée à un facteur de stress,
- assez robuste pour ne pas être affecté par des variations naturelles à court terme (telles que les variations saisonnières liées au climat ou à la végétation),
- utilisé pour des mesures de routine, si possible de façon économique.

L'objectif des indicateurs biologiques est de fournir des unités mesurables (ex : concentration de toxiques, abondance et diversité de la faune), afin d'évaluer leur potentiel à assurer des fonctions écosystémiques (ex : formation de la structure du sol, décomposition de la matière organique, cycle des éléments nutritifs), notamment face à des changements environnementaux. Différents niveaux d'organisation (individu, population, communauté) peuvent être étudiés suivant le type de réponse recherchée. Ainsi, à l'échelle de l'individu, le bioindicateur permet d'obtenir une réponse à court terme lié à la physiologie ou au comportement d'une espèce suite à un stress environnemental particulier (ex : contamination). À l'échelle de la population, le champ d'étude est élargi en prenant en compte la réponse de plusieurs individus de la même espèce à un facteur externe. Enfin, à l'échelle de la communauté, la réponse est plus globale car elle intègre l'ensemble des réponses liées aux diverses populations. L'approche multi-espèces (diversité et abondance relative) apporte une précieuse information sur la qualité de l'habitat, ses modifications ou sa réhabilitation suite à une perturbation. Cette approche est essentielle pour le développement d'outils de bioindication car elle possède notamment l'avantage d'intégrer des espèces-clés indicatrices du fonctionnement des sols (Hodkinson & Jackson, 2005).

À l'instar des paramètres physico-chimiques, l'établissement de valeurs indicatives pour les organismes vivants est ainsi une nécessité si l'on veut définir un seuil critique de dégradation d'un sol impliquant une perte d'une ou plusieurs fonctionnalité(s). Cependant, la difficulté d'évaluer les

communautés d'organismes impliquées dans les fonctions du sol est bien réelle car de nombreux autres paramètres s'y ajoutent, tels l'environnement physico-chimique, le climat ou encore les interactions biologiques entre communautés d'organismes du sol (ADEME, 2012). Dans les écosystèmes urbains, hormis la variabilité temporelle, les contraintes liées à l'hétérogénéité spatiale des sols méritent aussi d'être soulignées.

État de la bioindication dans les sols

Bien que les bioindicateurs de l'eau et de l'air soient utilisés en routine, il n'en est pas de même pour les bioindicateurs des sols, notamment à cause de la complexité de ces derniers (Hodkinson & Jackson, 2005; ADEME, 2012 ; Havlicek, 2012). Ceci peut s'expliquer qu'à la différence de l'air ou de l'eau, l'impact d'une modification sur le sol n'est généralement pas directement perceptible. Aussi, les citoyens, les décideurs ou les aménageurs apprécient mal les caractéristiques des sols (Gobat *et al.*, 2013) et le considèrent souvent de manière marginale. Ce constat de méconnaissance des sols et de besoin d'information des acteurs de l'environnement a conduit à de nombreux programmes de recherche ces dernières années, afin notamment de définir des bioindicateurs de la qualité des sols (GIS Sol, 2011; ADEME, 2012). Cependant, il n'existe pas à ce jour de méthodologie standardisée, et les approches sont extrêmement diversifiées (Jolivet *et al.*, 2006).

Quelques exemples de programmes échus ou en cours et travaux sont décrits ci-dessous.

Au niveau européen, les programmes ENVASSO (ENVironmental ASsessment of Soil for mOnitoring, 2006-2008) et EcoFINDERS (Ecological Function and Biodiversity Indicators in European Soils, 2011-2015) visent notamment à proposer des bioindicateurs de l'état de fonctionnement des sols suivant les pratiques réalisées, et des méthodes pour caractériser leur biodiversité et leurs fonctions. Les bioindicateurs retenus sont notamment les vers de terre, les collemboles, les enchytréides et la respiration microbienne (<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects>).

En France, les programmes Bioindicateurs I et II pilotés par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) (2004-2012) ont permis d'évaluer plus de 80 indicateurs biologiques de

l'état cellulaire jusqu'aux populations, sur des végétaux, des animaux et des microorganismes. La liste des taxons représentant la faune du sol comprend notamment les vers de terre (macrofaune), les collemboles et les acariens (mésafaune) et les nématodes (microfaune). L'objectif final a été de sélectionner des outils biologiques sur différents sites (agricoles, forestiers et contaminés) et de valider leur pertinence face à différentes perturbations humaines sur les sols (http://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEMEBioindicateur/objectif_programme.ph). Pour chaque indicateur, une fiche outils a été réalisée présentant les résultats obtenus et leur potentiel d'application.

De nombreux autres travaux et synthèses empiriques ont été réalisés, notamment à travers l'étude de traits fonctionnels (Luck *et al.*, 2009; De Bello *et al.*, 2010 ; Vendwalle *et al.*, 2010 ; Pérès *et al.*, 2011; Fournier *et al.*, 2012a; Hedde *et al.*, 2012; De Lange *et al.*, 2013) ou encore par le développement d'indices de la qualité biologique des sols (Parisi *et al.*, 2005; Velasquez *et al.*, 2007; Rutgers *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2011). Ces travaux permettent premièrement de simplifier la calibration géographique liée à la variabilité de la distribution chorologique des genres ou des espèces. Ils permettent aussi de donner une idée du fonctionnement d'un sol en le comparant à des sites de référence.

En Suisse, les travaux réalisés sur la bioindication des sols ont été majoritairement réalisés dans les sols naturels et agricoles. De nombreuses recherches ont été conduites sur les vers de terre (Cuendet, 1985, 1992 ; Bullinger-Weber *et al.*, 2012; Fournier *et al.*, 2012a), les diatomées (Heger *et al.*, 2012) ou encore les amibes à thèque (Lara *et al.*, 2011; Fournier *et al.*, 2012b).

Cependant, si l'ensemble de ces travaux montrent une réelle avancée dans le développement d'indicateurs biologiques de la qualité des sols dans les sols naturels ou agricoles, peu d'études ont été réalisées dans le contexte urbain. Quelques travaux ont bien mis en avant les implications biologiques dans la compaction, les cycles des éléments nutritifs ou la pollution des sols dans des contextes miniers (Bullock & Gregory, 1991; Neuhauser *et al.*, 1985, Rushton, 1986, Hunter *et al.*, 1987 *in* Staehli *et al.*, 2011), mais les sols urbains de parcs végétalisés et autres espaces verts restent encore peu étudiés.

Besoins de la bioindication dans les sols urbains

« Dû à l'intensification des activités humaines, les sols subissent de nouvelles évolutions et des perturbations plus ou moins réversibles de leurs propriétés. » (Barles *et al.*, 1999).

Afin de répondre aux enjeux concernant la gestion durable des sols urbains, le développement de bioindicateurs d'anthropisation (Ramade, 2002 *in* Gobat *et al.*, 2013) est une nécessité. Ces indicateurs globaux permettent l'évaluation, par l'intermédiaire des modifications intervenues dans la composition des communautés à différents niveaux trophiques, de l'influence des perturbations anthropiques (remaniement, apports de matériaux exogènes, tassement, etc.) sur le fonctionnement des sols. Le terme de perturbation est un concept vague qui englobe une diversité de situations, qu'elles soient naturelles ou anthropiques. Il est souvent défini en fonction du contexte et des objectifs de chaque étude. Dans notre cas d'étude, la perturbation prise en compte (terme regroupant à la fois l'événement « *disturbance* » et l'effet « *perturbation* » en anglais) est étroitement liée au mode et à l'âge de mise en place des sols par l'homme, modifiant la structure physique, chimique et/ou biologiques des sols. Suivant leur intensité, les perturbations induisent des stress de différentes natures (ex: hydrique, teneur en éléments nutritifs), de fréquence et de durée variables, influençant la résistance et la résilience du sol. La résistance est communément définie comme la capacité du système à faire face aux perturbations. La résilience quant à elle est la capacité d'un système à recouvrer son état et ses propriétés antérieurs; elle peut référer, soit à une fonction (respiration du sol, minéralisation de l'azote), soit à une communauté d'organismes vivants du sol (Botton *et al.*, 2006 *in* Griffiths & Philippot, 2013; Gobat *et al.*, 2013). En écologie, elle se fonde sur le nombre de perturbations nécessaires pour faire basculer le système d'un état stable à un autre état stable en utilisant le modèle du « ball and cup » (Holling, 1973, Gunderson *et al.*, 2002 *in* Griffiths & Philippot, 2013). La résistance aux perturbations et la vitesse de retour (résilience) sont étroitement liées à la stabilité d'un écosystème; avec la persistance et la rémanence, elles constituent les bases de l'homéostasie des systèmes dynamiques (Pimm, 1984, McNaughton, 1994, Loreau *et al.*, 2002 *in* Griffiths & Philippot, 2013).

Dans les sols naturels n'ayant pas subi de perturbation, le degré d'évolution des sols est souvent positivement corrélé à l'âge des sols bien que cette relation soit souvent non linéaire (Gobat *et al.*, 2013). En revanche, dans les sols urbains, il n'est pas certains que cette relation soit applicable. Ceci s'explique notamment par la nature des matériaux transportés - parfois proche de la structure d'un horizon organo-minéral A - constituant le sol et permettant d'implanter une végétation rapidement. La question de l'âge des sols urbains en lien avec la nature des matériaux et leur conditions de mise en place mérite donc d'être étudiée afin de mieux évaluer et prédire l'effet de cette perturbation majeure - comparés à d'autres perturbations mineures (piétinement, fertilisation) subies par le sol tout au long de sa vie – sur les propriétés abiotiques (physico-chimiques) et biotiques (communautés faunistiques) directement impliquées dans le fonctionnement du sol et la fourniture de services écosystémiques (Figure 5).

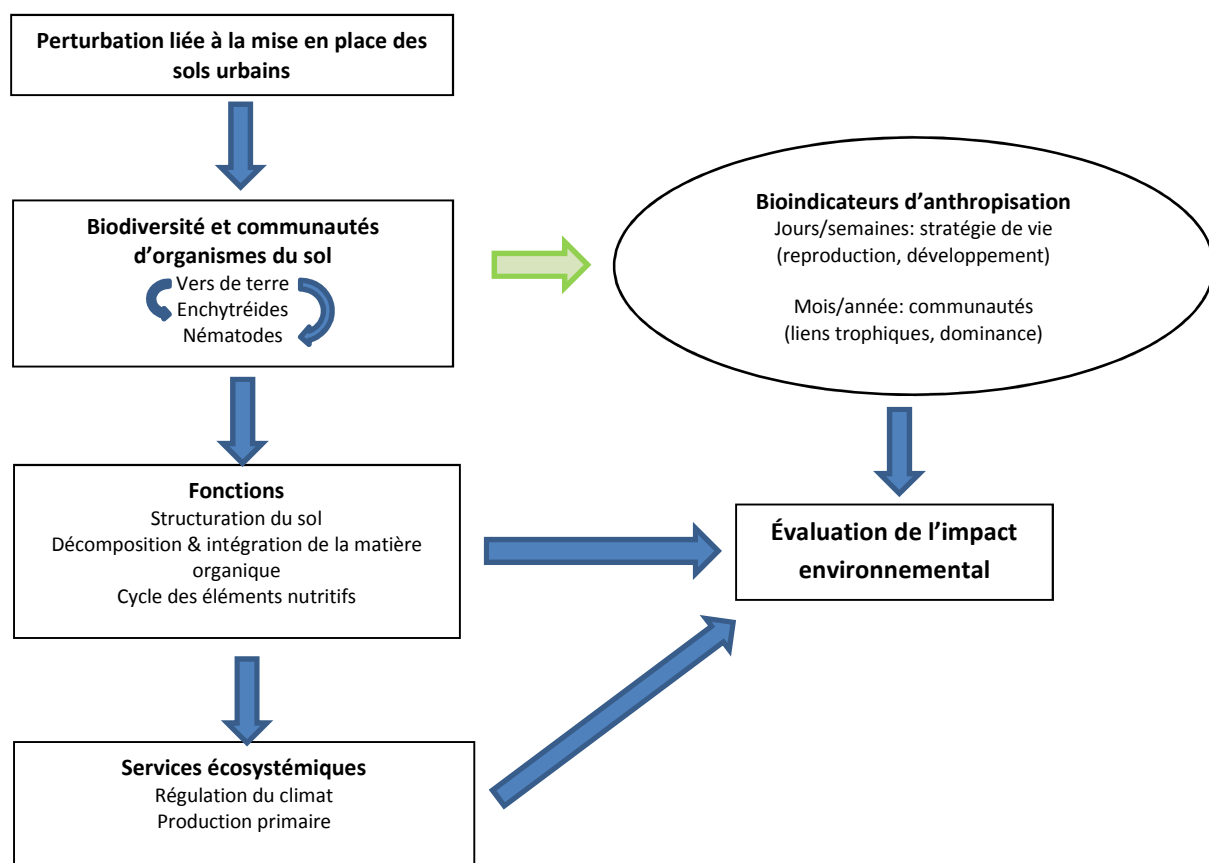


Figure 5 : Modes d'évaluation de l'impact environnemental de la perturbation du sol urbain à travers l'étude de la faune du sol.

De par leur taille, leurs rôles et leur aptitude à reconstituer leurs effectifs, les invertébrés du sol sont de précieux révélateurs de l'état de fonctionnement du sol (Girard *et al.*, 2008). Dans le cas des sols urbains, ils peuvent notamment donner, à chaque niveau trophique, une réponse spécifique aux perturbations des sols et à différentes échelles spatio-temporelles. Par exemple, le remaniement et la compaction du sol peuvent détruire une partie du réseau de galeries de vers de terre et ainsi réduire la porosité du sol, en influençant directement l'aération, le stockage et l'infiltration de l'eau mais aussi le nombre d'habitats pour la faune du sol. Ces perturbations ont un impact direct sur l'activité de la microflore et de la faune du sol par la modification des réseaux trophiques (Roithmer & Pieper, 2009; Hazelton & Murphy, 2011) et peuvent entraîner par conséquent une perte de fonctionnalité du sol.

Les annélides (vers de terre et enchytréides) et les nématodes sont parmi les taxons les plus étudiés dans de nombreux écosystèmes et sont souvent des bioindicateurs pertinents (Kibblewhite *et al.*, 2008; ADEME, 2012). Ces taxons occupent des positions clés dans les réseaux trophiques et permettent de représenter l'ensemble des compartiments biologiques agissant sur les différents processus du sol. Dans les sols urbains, les vers de terre, les enchytréides et les nématodes sont aussi souvent les organismes du sol qui ont été les plus décrits (Schulte *et al.*, 1989; Smetak *et al.*, 2007; Schlaghamerský & Pižl, 2009; Glasstetter, 2012 ; Knight *et al.*, 2013). Cependant, ils ont rarement été étudiés ensemble. L'approfondissement des connaissances sur les relations entre les groupes de faune ainsi que leurs relations avec les particularités des sols urbains est donc une nécessité afin de mieux comprendre le fonctionnement des sols et ainsi développer des outils de bioindication utilisables dans le contexte urbain.

Objectifs de l'étude et organisation du manuscrit

Objectifs de l'étude

L'objectif principal de cette étude vise à mettre en évidence des bioindicateurs reflétant les particularités physico-chimiques et fonctionnelles des sols urbains. Dans ce but, deux approches complémentaires ont été appliquées. La première a suivi une démarche inductive. Pour ce faire, des sols urbains d'âges différents – étroitement liés au degré de perturbation des sols – ainsi que des groupes bioindicateurs reconnus (vers de terre, enchytréides et nématodes), dans les sols naturels et agricoles, ont été explorés dans la ville de Neuchâtel. Cette approche a permis de caractériser les sols urbains et sa faune afin d'étudier les relations entre groupes faunistiques ainsi que leurs relations avec l'âge, les propriétés physico-chimiques et fonctionnelles des sols. Puis, dans un deuxième temps, une approche déductive a été appliquée. Cette démarche a permis, à partir d'hypothèses de terrain et en laboratoire (microcosmes), de situer le fonctionnement des sols urbains par rapport au fonctionnement naturel de sols de référence, les sols alluviaux de la réserve naturelle de l'Allondon (Canton de Genève). Elle a aussi permis de tester la transposabilité des groupes bioindicateurs étudiés dans le contexte urbain, notamment à travers la mise en évidence de particularités physico-chimiques et fonctionnelles des sols.

Trois objectifs sectoriels et hypothèses ont donc été établis :

- 1- Comprendre le fonctionnement et la vitesse des processus des sols urbains notamment à travers leur comparaison avec les sols alluviaux *in situ* et en microcosmes.

Hypothèse 1: L'âge de mise en place des sols reflète le degré d'évolution des sols urbains ; ces derniers présentent des caractéristiques physico-chimiques, pédologiques et fonctionnelles comparables à celles de sols naturels alluviaux, qui peuvent ainsi servir de référence.

- 2- Recenser les communautés de la faune du sol appartenant à différents niveaux trophiques (micro-, méso- et macrofaune) et définir les relations entre elles et avec les propriétés spécifiques des sols urbains.

Hypothèse 2: À chaque niveau trophique, les communautés de la faune du sol sont révélatrices de certaines particularités des sols urbains, de leurs propriétés physico-chimiques et fonctionnelles, notamment celles qui concernent leur stabilité.

3- Généraliser les résultats sur la base de réflexions concernant les perturbations et la résilience du système dans l'optique de dégager des bioindicateurs les plus pertinents possibles.

Hypothèse 3: Les bioindicateurs développés pour les milieux naturels ou agricoles sont applicables dans le contexte urbain et répondent aux particularités fonctionnelles des sols urbains.

Ces travaux permettent aussi, d'une part, de fournir des informations pour l'élaboration des données biologiques du réseau NABO (Conseil fédéral Suisse, 1998, OSol, art. 3: NABObio) et, d'une autre, de proposer des bioindicateurs performants pour l'évaluation des atteintes biologiques portées aux sols (Conseil fédéral Suisse, 1998, OSol, art. 5).

Organisation du manuscrit

Le fil rouge du manuscrit reflète les différentes étapes de réflexion de la thèse sur la bioindication en sol urbain, en partant des observations de terrain à travers la caractérisation de l'écosystème urbain, des paysages, des sols et de leur faune, l'étude des relations entre les communautés faunistiques et les propriétés des sols, jusqu'à l'étude du fonctionnement des sols urbains en laboratoire.

Le manuscrit s'organise ainsi autour de six chapitres rédigés soit en français, soit en anglais :

Le chapitre 2 présente les grandes périodes historiques d'extension urbaine de la ville de Neuchâtel à travers l'étude de l'évolution des paysages et des sols. Ce chapitre permet notamment de mieux caractériser et expliquer la nature des sols retrouvés à l'intérieur et à la périphérie de la ville suivant un échantillonnage chronologique.

Le chapitre 3 se fonde sur une comparaison des sols urbains de la ville de Neuchâtel avec des sols naturels, les sols alluviaux de l'Allondon (canton de Genève). Cette comparaison permet de mieux cibler les points communs et les différences de propriétés, de fonctionnement et d'évolution des sols

urbains par rapport aux sols alluviaux, et ainsi d'évaluer le potentiel de ces derniers comme système de référence.

Le chapitre 4 s'intéresse à l'étude des communautés des vers de terre, enchytréides et nématodes à travers l'étude des relations entre elles et leurs relations avec l'âge, les propriétés physico-chimiques et fonctionnelles des sols urbains. Cette étude permet notamment d'expliquer les changements de communautés faunistiques par certaines variables environnementales et de dégager les relations existantes entre groupes de faune ainsi que leur rôle fonctionnel dans le sol.

Le chapitre 5 présente une étude réalisée en microcosmes ayant pour but de comparer l'activité de vers de terre endogés dans un sol urbain et un sol alluvial en milieu semi-contrôlé, sur la base de quelques propriétés fondamentales des sols : la structuration du sol et la dynamique de la matière organique.

Le chapitre 6 ouvre sur une discussion générale regroupant les différents résultats obtenus par thématique et répondant aux hypothèses de départ. Elle fait notamment le bilan de la pertinence des bioindicateurs retenus dans le contexte des sols urbains.

Enfin, le **chapitre 7** permet de conclure sur le travail réalisé et propose des perspectives de recherche et d'application dans les sols urbains.

Bibliographie

ADEME, 2012. Bioindicateurs pour la caractérisation des sols. Journée technique nationale du 16 octobre 2012. Recueil des interventions. Paris 7^{ème}.

Adl, S.M., Simpson, A.G.B., Lane, C.E., Lukes, J., Bass, D., Bowser, S.S., Brown, M.W., Burki, F., Dunthorn, M., Hampl, V., Heiss, A., Hoppenrath, M., Lara, E., Le Gall, L., Lynn, D., McManus, H., Mitchell, E.A.D., Mozley-Stanridge, S., Parfrey, L.W., Pawlowski, J., Rueckert, S., Shadwick, L., Schoch, C.L., Smirnov, A., Spiegel, F., 2013. The revised classification of eucaryotes. *The Journal of Eucaryotic Microbiology*, 59(5) : 429-493.

Baize, D., & Girard, M.-C., 2009. Référentiel pédologique. 2008. Association française pour l'étude du sol. Editions Quae, Versailles Cedex.

Bardgett, R.D., Bowman, W.D., Kaufmann, R., Schmidt, S.K., 2005. A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology, *Trends Ecol. Evol.* 20 : 634–641.

Barles, S., Breyse, D., Guillerme, A., Leyval, C., 1999. Le sol urbain. Paris : Anthropos (coll. « Villes »). (eds) 278 p.

Bengtsson, J., 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10: 191-199.

Bernard, L., Chapuis-Lardy, L., Razafimbelo, T., Razafindrakoto, M., Pablo, A.L., Legname, E., Poulain, J., Bruls, T., O'Donohue, M., Brauman, A., Chotte, J.L., Blanchart, E., 2012. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *ISME journal*, 6(1):213-222.

Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.* 17: 215-307.

Bullinger-Weber, G., & Gobat J.-M., 2006. Identification of facies models in alluvial soil formation: The case of a Swiss alpine floodplain. *Geomorphology*, 74: 181–195.

Bullinger-Weber, G., Le Bayon, R.-C., Guenat, C., Gobat, J.-M., 2007. Influence of some physicochemical and biological parameters on soil structure formation in alluvial soils. *European Soil Journal of Soil Biology*, 43: 57-70.

Bullinger-Weber, G., Guenat, C., Salomé, C., Gobat, J.-M., Le Bayon, R.C., 2012. Impact of flood deposits on earthworm communities in alder forests from a subalpine floodplain (Kandersteg, Switzerland). *European Journal of Soil Biology* 49: 5-11.

Chaussod, 1996. La qualité biologique des sols. Evaluations et implications. Forum « Le sol, un patrimoine menacé ? ». Paris, 24 octobre 1996. Numéro spécial. *Etudes et Gestion des Sols*, 3,4 : 261-278.

Cheverry, C. & Gascuel, C., 2009. Sous les pavés la terre. Connaître et gérer les sols urbains. Omniscience, Montreuil. 485 p.

Cole, L.C., 1954. The population consequences of life history phenomena. *The Quarterly Review of Biology*, 29(2): 103-137. Retrieved June 22, 2013.

Connell, J. H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302- 1310.

Conseil fédéral de Suisse, 2008. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols (814.12) (OSol) du 1er juillet 1998 (Etat le 1er juillet 2008), 12 p.

Costanza, R., Darge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, M., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.

Craul, P.J., 1992. *Urban soil in landscape design*. Wiley, New York de Goede RGM, Bongers T (eds, 1998).

Cuendet, G., 1985. Répartition des lombriciens (Oligochaeta) dans la Basse Engadine, le Parc National et le Val Müstair (Grisons, Suisse). *Rev. Suisse Zool.* 92: 145-163.

Cuendet, G., 1992. Effect of pedestrian activity on earthworm populations of 2 forests in Switzerland. *Soil Biology & Biochemistry*, 24(12):1467-1470.

De Bello, F., Lavorel, S., Diaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Da Silva, P.M., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers Conserv*, 19:2873–2893.

De Lange, H.J., Kramer, K., Faber, J.H., 2013. Two approaches using traits to assess ecological resilience: A case study on earthworm communities. *Basic and Applied Ecology*, 14: 64-73.

Decaëns, T., Jiménez, J.J., Gioia, C., Measey, G.J., Lavelle, P., 2006. The values of soil animals for conservation biology, *Eur. J. Soil Biol.* 42(1):S23-S38.

Duvigneaud, P., 1984. *La synthèse écologique : populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère* Doin (ed.), Paris, 2ème édition, ISBN 2-7040-0351-3, 380 p.

European commission DG ENV, February 2010. *Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers*. Bio intelligence service. 250 p.

Fournier, B., Samaritania, E., Shresthad, J., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C., 2012a. Patterns of earthworm communities and species traits in relation to the perturbation gradient of a restored floodplain. *Applied Soil Ecology*, 59: 87–95.

Fournier, B., Malysheva, E., Mazei, Y., Moretti, M., Mitchell, E.A.D., 2012b. Toward the use of testate amoeba functional traits as indicator of floodplain restoration success. *European Journal of Soil Biology*, 49: 85-91.

Fournier, B., 2013. *Above- and below-ground aspects of floodplain restoration: from biodiversity to ecosystem functions*. Rapport de these, Faculté des Sciences, Institut de Biologie, Université de Neuchâtel, 129pp.

Fox, J.W., 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends Ecol. Evol.* 28, 86-92.

Girard, M.C., Walter, C., Rémy, J.C., Berthelin, J., Morel, J.L., 2008. *Sols et environnement 2e cycle - Cours, exercices et études de cas - Master, écoles d'ingénieurs, professionnels*. Sciences sup. Dunod edition. ISBN: 2100055208. 816 pp.

Glasstetter, M., 2012. Earthworm diversity in urban habitats of Basel (Nothwestern Switzerland) (Oligochaeta:Lumbricidae). Thomáš Pavlíček, Patricia Cardet, Csaba Csuzdi, Renée-Claire Le Bayon, Jean-Michel Gobat (2012): *Advances in Earthworm Taxonomy V (Annelida:Oligochaeta)*. Proceedings of the 5th International

Oligochaeta Taxonomy Meeting Beatenberg, Switzerland, 11-15 April, 2011. – Zoology in the Middle East Supplementum 4.

Gobat, J.-M., Aragno, M., Matthey, W., 2013. Le Sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, ISBN : 978-2-88074-718-3, 519 p.

Griffiths B.S., & Philippot L., 2013. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. Blackwell Publishing Ltd., FEMS Microbiol Rev, 37:112-129.

Groupe d'intérêt scientifique sur les sols (Gis Sol), 2011. Synthèse sur l'état des sols de France. 24 pp.

Guenat, C., Bureau, F., Weber, G., Toutain, F., 1999. Initial stages of soil formation in a riparian zone: Importance of biological agents and lithogenic inheritance in the development of the soil structure. European Journal of Soil Biology, 35 (4): 153-161.

Havlicek, E., 2012. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. European Journal of Soil Biology, 49: 80-84.

Hazelton, P., & Murphy, B., 2011. Understanding Soils in Urban Environments. Publisher: CSIRO Publishing, Paperback, ISBN: 9780643091740. 160 pp.

Hedde, M., Oort, F., Lamy, I., 2012. Functional traits of soil invertebrates as indicators for exposure of soil disturbance. Environmental Pollution, 164: 54-65.

Heger, T.J., Straub, F., Mitchell, E.A.D., 2012. Impact of farming practices on soil diatoms and testate amoebae: A pilot study in the DOK-trial at Therwil, Switzerland. European Journal of Soil Biology, 49: 31-36.

Hodkinson, I.D., & Jackson, J.K., 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. Environmental Management, 35(5): 649-666.

IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources (WRB). FAO, Rome, 132 p.

Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Ratié, C., Saby, N, 2006. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols de France (RMQS). Etat d'avancement et premiers résultats. Etude et Gestion des Sols, 13(3) : 149-164.

Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers, Oikos 69: 373-386.

Kibblewhite, M.G., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Baritz, R., Huber, S., Arrouays, D., Micheli, E., Stephens, M., 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring. Volume VI: Soil Monitoring System for Europe. JRC Scientific and Technical Reports (eds). EUR 23490 EN/6, 88 pp.

Knight, A., Cheng, Z., Grewal, S.S., Islam, K.R., Kleinhenz, M.D., Grewal, P.S., 2013. Soil health as a predictor of lettuce productivity and quality: A case study of urban vacant lots. Urban Ecosystems, 16(3):637-656.

Landolt, E., 2001. Flora der Stadt Zürich. Basel : Birkhäuser Verlag. 1421 p.

Lara, E., Mitchell, E.A.D., Moreira, D., López García, P., 2011. Highly diverse and seasonally dynamic protist community in a pristine peat bog. Protist 162:14-32.

Lavelle, P., Bignell, D., *et al.*, 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. European Journal of Soil Biology 33(4): 159-193.

- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. ICSZ - Soil Animals and Ecosystems Services, Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Biology. *European Journal of Soil Biology*, 42:3-15.
- Le Bayon, R.-C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Guenat, C., 2013. Chapter 3: Earthworm communities as Indicators for Evaluating Floodplain Restoration Success in Floodplains, *Environmental Management, Restoration and Ecological Implications*. Environmental Research Advances. Enner Herenio Alcantara, Nova publishers, New York. 241 pp.
- Lehmann, A., & Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4): 247-260.
- Levêque, C., & Mounolou, J.C., 2001. Biodiversité. Dynamique biologique et conservation. Dunod, Paris. 248 pp.
- Luck, G.W., Harrington, R., Harrison, P.A., Kremen, C., Berry, P.M., Bugter, R., Dawson, T.P., De Bello, F., Diaz, S., Feld, C.K., Haslett, J.R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M., Samways, M.J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M.T., van den Hove, S., Vandewalle, M., Zobel, M., 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *Bioscience*, 59:223–235.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52(10): 883–890.
- MacArthur, R.H., & Pianka, E.R., 1966. On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*. Vol 100, N°916.
- Millenium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, 86 pp.
- Morel, J.L., Schwartz, C., Florentin L., De Kimpe, C., 2005. Urban soils. In *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ltd, 202-205.
- Mulhauser, B., 1990. La bioindication ? Et si nous reparlions des araignées. *Comptes rendus du XIIe colloque européen d'arachnologie*. Paris, 1990. *Bull. Soc. Europ. Arachn. Hors série 1*: 266-272.
- Nahmani, J., & Rossi, J.P., 2003. Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *C.R. Acad. Sci. – Sci. Vie*, 326: 295-303.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., and Woodfin, R. H., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734-737.
- Naeem, S., & Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem *Ecology Letters*, 6: 567–579.
- Nahrath, S., 2000. Screening historique des régimes institutionnels de la ressource sol (1870-2000). Working paper de l'IDHEAP 5/2000. UER: Politiques publiques et environnement. 131 pp.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105(1-2): 323-333.
- Pavao-Zuckerman, M.A., & Byrne, L.B., 2009. Scratching the surface and digging deeper: exploring ecological theories in urban soils. *Urban Ecosyst*, 12: 9–20.

- Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). 9th International Symposium on Earthworm Ecology. *Pedobiologia*, 54S: S77-S87.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J., 2002. Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 269:1721- 1727.
- Pouyet, J.L., McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., 1995. Soil characteristics of oak stands along an urbanrural gradient. *J Environ Qual* 24:516–526.
- Roithmer, O., & Pieper, S., 2009. Influence of Enchytraeidae (*Enchytraeus albidus*) and compaction on nutrient mobilization in an urban soil. *Pedobiologia*, 53: 29-40.
- Rossiter, D.G., 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources. *World Reference Base for Soil Resources, Urban and Industrial Soils. Journal of Soils and Sediments*, 7(2): 96-100.
- Ruiz, N., Mathieu, J., Célini, L., Rollard, C., Hommay, G., Iorio, E., Lavelle, P., 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 43: 2032-2045.
- Rutgers, M., Schouten, A.J., Bloem, J., van Eekeren, N., de Goede, R.G.M., Akkerhuis, G.A.J.M., van der Wal, A., Mulder, C., Brussard, L., Breure, A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science*, 60(5):820-832.
- Sheil, D., & Burslem, D.R.F.P., 2013. Defining and defending Connell’s intermediate disturbance hypothesis: a response to Fox. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 28, N°10.
- Séré, G., 2007. Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d’un procédé de construction de sol. Thèse de doctorat. Laboratoire Sols et Environnement. Nancy Université, INPL, 227 pp.
- Schulte, W., H.-Ch. Fründ, M. Söntgen, U. Graefe, B. Ruzkowski, V. Voggenreiter & N. Weritz, 1989. Zur Biologie städtischer Böden, Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. – Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, KILDA-Verlag F. Peking, Greven: 192 pp. ISBN: 3-88949-168-5.
- Schlaghamerský, J., & Pižl, V., 2009. Enchytraeids and earthworms (Annelida : Clitellata : Enchytraeidae, Lumbricidae) of parks in the city of Brno, Czech Republic. *Soil organisms*. Volume 81 (2) pp. 145-173.
- Smetak, K. M., J. L. Johnson-Maynard, Loyd, J.E., 2007. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology* 37(1-2): 161-168.
- Staehli, A., Gobat, J.M., Mitchell, E., Mars 2011. Premier recensement des types de sols urbains de l’agglomération neuchâteloise. Projet ACR-Sol urbain. Rapport final de mandat. Office Fédéral de l’Environnement – Section Protection des sols. 81 pp.
- Strehler, C., 1997. Création et évolution de sols artificiels à base de calcaires et de composts de déchets urbains. *Thèse Université de Neuchâtel, Laboratoire sol et végétation, Neuchâtel*, 134 p.

Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39(12): 3066-3080.

Wardle, D. A., 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton New Jersey, Princeton University Press.

Sites internet:

Site de la Commission européenne :

http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/library/maps/Biodiversity_Atlas/download/36.pdf, consulté le 16 août 2013

http://ec.europa.eu/environment/soil/index_en.htm, consulté le 28 novembre 2013

<http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/projects/envasso/>, consulté de 11 octobre 2012

<http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/projects/ecoFinders/>, consulté de 11 octobre 2012

Société Suisse de Pédologie :

http://www.soil.ch/doku/boden_definition98f%20.pdf, consulté de 30 mars 2013

Autres :

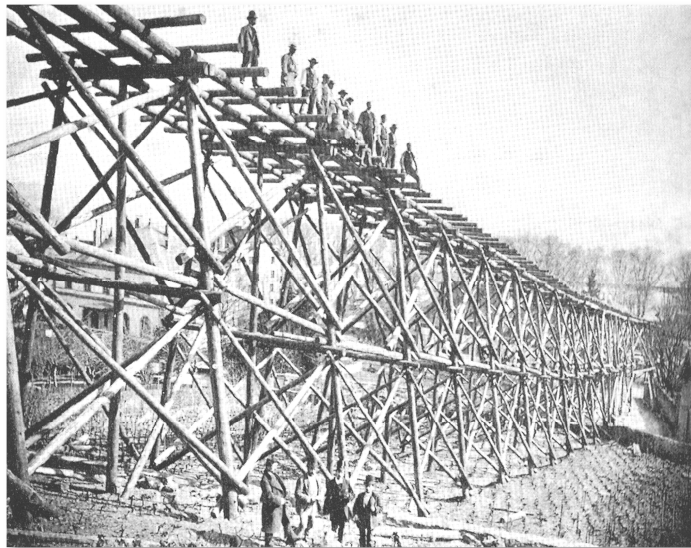
<http://www.gessol.fr/content/biodiversite-et-fonctionnement-d-un-technosol-construit-utilise-dans-la-restauration-de-fric>, consulté le 17 octobre 2013

http://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/ADEMEBioindicateur/objectif_programme.ph, consulté le 15 mai 2013

<http://www.ces.ncsu.edu/fletcher/programs/.../m57.pdf>, consulté le 2 septembre 2013

<http://www.suitma7.umk.pl/>, consulté le 15 avril 2014

<http://www.icleiusa.org>, consulté le 22 avril 2014



**Remblayage sur le lac de Neuchâtel
(Quartier-La Tente, 1897)**

Chapitre 2

Mille ans d'extension urbaine à Neuchâtel : évolution des paysages et des sols

Joël Amossé, Jean-Pierre Jelmini, Elena Havlicek, Edward A.D. Mitchell, Renée-Claire Le Bayon et Jean-Michel Gobat

Sous presse dans le bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles, 2014, 103: 05-26

Résumé

Depuis un millénaire et même bien avant, les sols et les paysages de Neuchâtel ont connu des évolutions marquées par le passage de l'homme. Retracer ces évolutions n'est pas chose aisée car les écosystèmes et les sols en ville et en périphérie sont en perpétuel mouvement, laissant parfois peu de traces du passé. Neuchâtel est une ville millénaire riche en histoire. Sa configuration particulièrement tributaire de la topographie a été marquée par différentes périodes de développement bien connues sur la forêt, la vigne ou encore sur le lac lors de la première Correction des eaux du Jura, à la fin du XIX^{ème} siècle. L'objectif de notre étude a été de comprendre, au travers de la prise en compte des grandes phases historiques de la ville de Neuchâtel, la dynamique de l'emprise des écosystèmes urbains sur les écosystèmes annexes (forestiers, lacustres et agricoles). La méthode utilisée a été fondée sur la caractérisation du paysage classique, c'est-à-dire visible par l'observateur, par le biais de l'étude de supports visuels et autres documents d'archives, et sur la compréhension du paysage «invisible», à savoir par l'étude des sols. Les résultats montrent que l'étude combinée des paysages «du dessus» et « du dessous » permet souvent de bien délimiter les différentes phases d'extension de l'écosystème urbain sur les écosystèmes annexes.

Mots-clés: Neuchâtel, histoire, écosystèmes, sols urbains, pédogenèse, diversité

Abstract

Since a millennium and even well before, soils and landscapes of Neuchâtel have been influenced to various degrees by human activities. Reconstructing these changes is not an easy task because ecosystems and soils in the city and its suburb are permanently changing leaving few traces of the past. Neuchâtel is a thousand year old city with a rich history. Its configuration, particularly dependent on the topography, was marked by different well-known historical periods of development over forests, vineyards and the lake after the first correction of the water level of the three Jura lakes at the end of the XIXth century. The aim of our study was to understand, through the most important historical periods of the city of Neuchâtel, the dynamic of urban ecosystems on secondary ecosystems (forest, lakeside and agricultural). The method was based on the classic (i.e. visible to the observer) characterization of the landscape, through visual media and others archive documents, and the understanding of the “invisible” part through the study of soils. Our results showed that the combined study of the “aboveground” and “belowground” landscapes often allow to determine the limits of the different historical periods of urban ecosystem extension over surrounding ones.

Key words: Neuchâtel, history, ecosystems, urban soils, pedogenesis, diversity

Des hommes et des écosystèmes

Un milieu paradoxal : l'écosystème urbain

Comme les animaux, les plantes ou les microorganismes, les êtres humains font partie intégrante de l'écosystème. Dans le milieu urbain, DUVIGNEAUD & DENAYER-DE SMET (1977) les attribuent d'ailleurs à une biocénose particulière, l'«anthropocénose », qui constitue la biomasse la plus importante de l'écosystème urbain. Bien que ce milieu nous soit familier, il apparaît étrange d'associer le terme d'écosystème aux espaces urbains. Pourtant, dès 1935, l'inventeur du concept d'écosystème intégrait pleinement l'espèce humaine à ce concept fondamental de l'écologie : « Nous ne pouvons

pas nous limiter aux entités prétendument “naturelles” et laisser de côté les processus et les phénomènes végétaux que nous fournissent aujourd'hui aussi abondamment les activités de l'homme. L'analyse scientifique doit aller au-delà des apparences formelles des entités “naturelles” » (TANSLEY, 1935).

Du latin *urbs*, la ville, les écosystèmes urbains se localisent dans les agglomérations (CHEVERRY & GASCUEL, 2009) mais pas exclusivement, à l'image des talus bordant les autoroutes en rase campagne. Ces écosystèmes sont caractérisés par une interpénétration d'éléments naturels et d'éléments artificiels liés aux technologies humaines (DUVIGNEAUD, 1984). L'écosystème urbain est donc un espace physiquement dominé par les constructions visibles comme les immeubles ou les routes, et des infrastructures enfouies telles les canalisations et les lignes électriques. Il contient aussi une riche mosaïque d'espaces verts – parcelles forestières, parcs, jardins, toits végétalisés, friches urbaines – constituant le « cœur » vivant de l'écosystème. Néanmoins, un milieu urbain ne possède pas toutes les fonctions écosystémiques permettant son maintien de manière indépendante. Il est tributaire des écosystèmes adjacents, naturels ou semi-naturels comme une forêt, un lac ou une rivière, et anthropisés, comme l'agro-écosystème. L'énergie alimentaire dont ont besoin les organismes urbains, au premier chef l'être humain, provient des zones agricoles, alors que l'épuration de l'air, par exemple, est assurée par les forêts plus ou moins proches.

L'écosystème forestier...

L'écosystème forestier¹ est fréquemment décrit comme l'un des plus « sains », par son équilibre général avec les facteurs abiotiques (<http://www.lpretre.com/travaux/foret/ne>). Il existe cependant une large gamme de forêts allant des forêts dites *primaires* aux forêts dites *urbaines*², avec des

¹ *Forestier* vient du latin *forestis*, lui-même dérivé de *foris* signifiant « hors de », sous-entendu de l'influence humaine.

² La *forêt urbaine*, un concept défini à la fin du XX^e siècle, est une entité située dans une aire urbaine, notion géographique utilisée en urbanisme pour définir une zone occupée essentiellement par des constructions (DORIER-APPRILL *et al.*, 2006). La *forêt périurbaine* est, elle, localisée à proximité immédiate de l'aire urbaine.

situations intermédiaires (CARREIRO & TRIPLER, 2005) en fonction de leur localisation, de leur usage (récréatif, sylvicole, réserve de biodiversité, protection de captage d'eau potable...) et des rôles respectifs qu'elles assurent (régulation hydrique et thermique, limitation de l'érosion, traitement des polluants...). Les forêts périurbaines, malgré leur apparente « naturalité », sont profondément influencées par la proximité des agglomérations. Au cours des siècles, leur extension a été modifiée ; des structures archéologiques intra-forestières, comme d'anciens murs ou structures agricoles par exemple (COMBE & RIEDER, 2004), démontrent le changement d'occupation spatiale avec une aire forestière en régression ou en augmentation selon la démographie.

L'agro-écosystème : un voisin nécessaire des villes

Les écosystèmes sont caractérisés par un certain nombre de fonctions : parmi ces dernières, la production de biomasse, assurée majoritairement par les végétaux dans les écosystèmes terrestres, forme classiquement la base du réseau trophique. C'est au travers de la photosynthèse que l'énergie pénètre dans le milieu, couplée à la biomasse (FRONTIER *et al.*, 2008). Après que cette biomasse a été consommée par les différents niveaux trophiques (herbivores, carnivores, omnivores), les processus d'humification et de minéralisation permettent de boucler le cycle des matières dans l'écosystème, l'énergie résiduelle le quittant sous forme de chaleur. Classiquement, même si les villes possèdent des espaces verts, de dimensions variables, seul un très faible pourcentage de la photosynthèse urbaine est dévolu à l'alimentation des habitants de la ville. L'existence d'un agro-écosystème producteur de denrées alimentaires est donc un préalable indispensable au fonctionnement de l'écosystème urbain. Au début proche géographiquement de la ville, il en est devenu de plus en plus distant au fur et à mesure du développement des échanges économiques.

Des hommes et des sols

Tous les écosystèmes terrestres comportent un sol plus ou moins développé ; s'il constitue la partie « invisible » du paysage, il n'en est pas moins un élément fonctionnel indispensable. Il est

partiellement responsable de la fonction de production et entièrement de la fonction de décomposition, puisque tous les processus liés à cette dernière sont assurés par la pédofaune et les microorganismes. En outre, le sol est un ensemble dynamique complexe, qui se forme, évolue, atteint un équilibre et peut se dégrader (DUCHAUFOR, 1997, *in* BARLES *et al.*, 1999). L'appropriation des usages qui lui sont liés (substrat pour les plantes, régulateur du régime hydrique, etc.) joue un rôle déterminant sur les fonctions qu'il assure. Les sols urbains, terme générique utilisé pour définir les sols de la ville, sont ainsi hautement perturbés et sujets à des modifications profondes et souvent rapides. Les stress environnementaux urbains en altèrent les propriétés originelles : température, teneur en eau, éléments nutritifs, pollution, compaction, pH, faune du sol, etc. La majorité des sols en milieu urbain présente donc des propriétés défavorables à la croissance et au développement des plantes, des microorganismes et des animaux du sol. Les organismes se développent dans des matériaux anthropiques souvent peu riches en éléments nutritifs, très alcalins, parfois asphyxiants, peu aptes à la croissance et au développement des racines.

L'intérêt de l'étude des sols dans un contexte d'évolution historique, particulièrement pour des milieux soumis aux influences humaines, réside également dans une mémorisation temporelle différenciée : alors que les structures apparentes (forêts, cultures, agglomérations) peuvent changer très rapidement (variabilité du paysage visible), le sol intègre souvent les éléments du passé, par aggradation (dépôt de nouveaux matériaux sur les anciens), par conservation d'éléments allochtones (briques, os, ...) ou par modification et conservation partielle d'anciens traits pédologiques. Ainsi, la comparaison entre le paysage « visible » et celui qui est « invisible » permet de mettre en lumière les changements écosystémiques et leur chronologie.

Suite à la récente prise de conscience de l'important rôle joué par les écosystèmes urbains (Cf. Agenda 21, *in* <http://www.icleiusa.org>), les recherches dans le domaine de leurs sols connaissent un essor notable durant ces dernières années (LEHMANN & STAHR, 2007 ; BAIZE & GIRARD, 2009). Ce champ spécifique de la science du sol s'ouvre sur une intégration de nombreuses approches comme le Génie

Civil, l'Histoire, l'Archéologie, la Santé ou encore les Sciences Humaines et Sociales. L'objectif de la présente étude est ainsi de comprendre, à travers la prise en compte des grandes phases historiques, la dynamique propre à l'écosystème urbain de Neuchâtel, dans sa diversité et en considérant en particulier l'évolution des sols au cours du dernier millénaire.

Matériel et Méthodes

Le site d'étude : la ville de Neuchâtel et sa périphérie

La ville de Neuchâtel a été choisie comme site d'étude pour plusieurs raisons. Tout d'abord, elle est comparable à la majorité des villes moyennes suisses par de nombreux critères : superficie (18,1 km²), population (33 000 habitants), densité (1826 hab. /km² au 31 décembre 2010) ou altitude (à partir de 430 mètres). Neuchâtel est, de plus, riche de mille ans d'histoire marquée par différentes phases bien connues. À cause de sa localisation géographique particulière entre les premiers escarpements du Jura (Chaumont) et le bord du lac de Neuchâtel, elle s'est étendue d'une façon atypique mais révélatrice (FURTER, 1963). Une fois les limites orientales et occidentales de la commune atteintes, il ne restait à disposition pour une extension que la colonisation des pentes et le comblement du lac (STAEHLI *et al.*, 2011).

Une approche historique détaillée de la ville de Neuchâtel s'est révélée indispensable pour expliquer et comprendre les différentes phases d'extension de la ville ainsi que la formation de ses sols. L'approche méthodologique choisie a donc consisté à définir des sites d'étude reflétant les grandes phases du développement spatial de la cité. Elle a été complétée par l'étude de maquettes retraçant l'histoire de la ville de Neuchâtel, déposées aux Galeries de l'histoire (réalisées par JELMINI, GIRARDBILLE & BOEKHOLT), la consultation des archives de la ville, la collecte et l'étude de documents variés comme des gravures, des cartes, des plans et d'autres documents historiques.

Description du terrain et analyses physico-chimiques des sols

En parallèle aux recherches historiques, une campagne de reconnaissance sur le terrain a été réalisée afin de délimiter des zones homogènes dans chaque site retenu pour la description des sols (sondages à la tarière et étude topographique). Les gestionnaires ou propriétaires publics et privés ont aussi été interrogés afin de s'informer sur d'éventuels travaux antérieurs et les pratiques actuelles d'utilisation des sols.

Sur chaque site, un profil a été décrit selon une démarche pédologique classique mais adaptée au contexte des sols urbains (GOBAT & HAVLICEK, 1996 ; GOBAT, 2007 ; BAIZE & GIRARD, 2009). Quand cela a été possible, les associations végétales et les formes d'humus ont été déterminées selon GALLANDAT *et al.* (2009) et ZANELLA *et al.* (2011). Chaque horizon a été analysé selon les descripteurs usuels que sont la masse volumique apparente, le pH_{eau} , la texture, la perte au feu, la teneur en carbonate de calcium, l'azote et le phosphore totaux (CARTER & GREGORICH, 2007).

Les profils de sol ont été schématisés au moyen du logiciel Adobe Illustrator CS3, avec une signalétique adaptée aux sols urbains (par exemple pour la mise en évidence d'artefacts).

L'histoire de Neuchâtel et de ses sols

Les grandes phases historiques de la ville de Neuchâtel

À l'origine, la région de Neuchâtel est une zone forestière dominée par des chênaies et des hêtraies, selon l'altitude et le type de sol considérés. La proximité du lac se matérialise par des formations liées à la présence de l'eau, comme les roselières ou des forêts riveraines (BEGUIN & THEURILLAT, 1982). Autour de – 5500 avant J.-C., les premières populations du Néolithique s'installent progressivement et durablement autour du lac, notamment grâce aux zones propices à l'enfoncement des pieux pour les constructions « lacustres », maisons en bois sur pilotis. La facilité de circuler en pirogue sur de vastes territoires, des terres favorables aux activités agricoles et pastorales, la chasse, la pêche et la cueillette permettent de fournir l'essentiel de l'alimentation quotidienne (LATENIUM, 2012). Par la

suite, les écosystèmes vont beaucoup évoluer (EGLOFF, 1989) et c'est autour de l'an 1000 que la ville de Neuchâtel commence à s'implanter.

XI^{ème} siècle : Neuchâtel, une petite ville fortifiée

Mentionnée dès l'an 1011, Neuchâtel ou *Novum Castellum*³ évolue rapidement en une petite ville médiévale fortifiée. Le bourg est agrippé au flanc d'un éperon rocheux s'étendant sur à peine 250 mètres de la Tour des Prisons à la Tour de Diesse. Avant la première édification d'un bâtiment, le rocher de Neuchâtel, une pente de calcaire jaune hauterivien exposée plein sud, est très probablement recouvert d'une chânaie buissonnante car les fortes pentes de ce rocher empêchent la formation de sols profonds. Le bourg est protégé sur trois côtés par des défenses naturelles : au nord et à l'est par la rivière Seyon, au sud par le lac. Le Seyon a un régime torrentiel; il prend sa source au Val-de-Ruz et, après avoir franchi la cluse qui sépare Valangin de Neuchâtel, il s'écoule le long du Vauseyon (Val du Seyon). Il emprunte ensuite l'axe de l'actuelle rue du Seyon, pour se jeter dans le lac à proximité de la Place Pury, élargissant progressivement le delta de son embouchure. Sur la façade ouest, un fossé et une fortification construits par l'Homme permettent de protéger totalement le château, puis la collégiale. La construction de la collégiale s'amorce autour de 1180, au-dessus de quelques habitations regroupées en bourg le long de l'actuelle rue du Château et du plateau du Pommier. La position stratégique de la petite ville en fait une clé importante pour le contrôle péager du trafic des marchandises au carrefour de l'antique Vy d'Etra reliant Orbe (*Urba*) à Kaiseraugst (*Caesar Augusta*) et des passages qui mènent du plateau suisse vers la Bourgogne. Mais le Neuchâtel primitif est essentiellement un centre local de perception du fisc royal. L'époque seigneuriale se traduit par une expansion du territoire cultivé et le défrichement de nouvelles terres aux XVI^{ème} et XVII^{ème} siècles. La population de Neuchâtel vit à cette période presque exclusivement d'activités agricoles et, dans une moindre mesure, viticoles. Les céréales constituent la part importante de la production et deviennent la base de l'alimentation après transformation (pain ou

³ *Novum* du latin : récent, et *castellum*, château, diminutif du latin *castrum*, lieu fortifié.

bouillie). En complément, la pêche occupe au Moyen Âge une place importante, aussi bien pour l'alimentation que pour le commerce (LATENIUM, 2012).

XIII^{ème} siècle : le quartier des Moulins est créé

En 1214, par l'octroi d'un acte de franchise, les Seigneurs de Neuchâtel concèdent à la ville une relative autonomie politique et financière. C'est alors que se constitue la Bourgeoisie de Neuchâtel, dont la prospérité économique va s'accroître rapidement suite à la levée du droit de mainmorte qui offre désormais aux habitants l'opportunité de léguer leurs biens à leurs descendants, transaction impossible jusqu'alors. Neuchâtel passe ainsi d'une petite ville autarcique à une cité commerçante dont le marché devient un centre économique régional. L'attractivité du lieu et ses avantages fiscaux provoquent une forte immigration depuis les campagnes et il faut, très vite (1220-1250), construire le nouveau quartier des Moulins pour accueillir les nombreux artisans, agriculteurs et commerçants qui viennent s'établir à Neuchâtel entre la colline du château et le Seyon. On observe alors une certaine densification des surfaces cultivées : prés, vignes et jardins potagers (LATENIUM, 2012).

XIV^{ème} siècle : la ville a franchi le Seyon

Au XIII^{ème} siècle encore, la ville continue de s'étendre en franchissant le Seyon. Le quartier du Neubourg (nouveau bourg) se crée entre 1250 et 1300 sur une partie des alluvions de la rive gauche du Seyon (fig. 6) et sur les premiers contreforts de la montagne de Chaumont. Un rempart avec des tours et une muraille sont édifiés le long des Terreaux (fossés) et remplacent les défenses naturelles de la rivière. Le château et la collégiale de Neuchâtel occupent, à cette période, un tiers de la surface de la ville (LATENIUM, 2012). En 1450, un grand incendie parti de la rue de l'Hôpital ravage la presque totalité de la ville (STAEHLI *et al.*, 2011). Les gravats et déchets sont si abondants qu'ils permettent à la ville d'accroître son emprise sur le lac de près de 150 mètres, essentiellement aux abords du delta du Seyon. C'est le vrai début de l'avancée des terres sur le lac voulue par l'homme, avec notamment la création progressive de l'actuel Faubourg du Lac. Après l'incendie, la ville se reconstruit peu à peu. La demande en bois est telle qu'elle exerce une pression importante sur la forêt périurbaine. Les

chênaies à charme et les hêtraies thermophiles (BEGUIN & THEURILLAT, 1982) qui occupaient probablement les hauts actuels de la ville jusqu'au tracé de la Vy d'Etraz (Parcs – Sablons – Fahys) sont défrichées pour les besoins de la reconstruction et font place à de vastes surfaces viticoles, dont l'exploitation va devenir une des activités les plus lucratives de la cité. Le vin de Neuchâtel se répand alors principalement vers la Suisse alémanique, à Soleure en particulier.

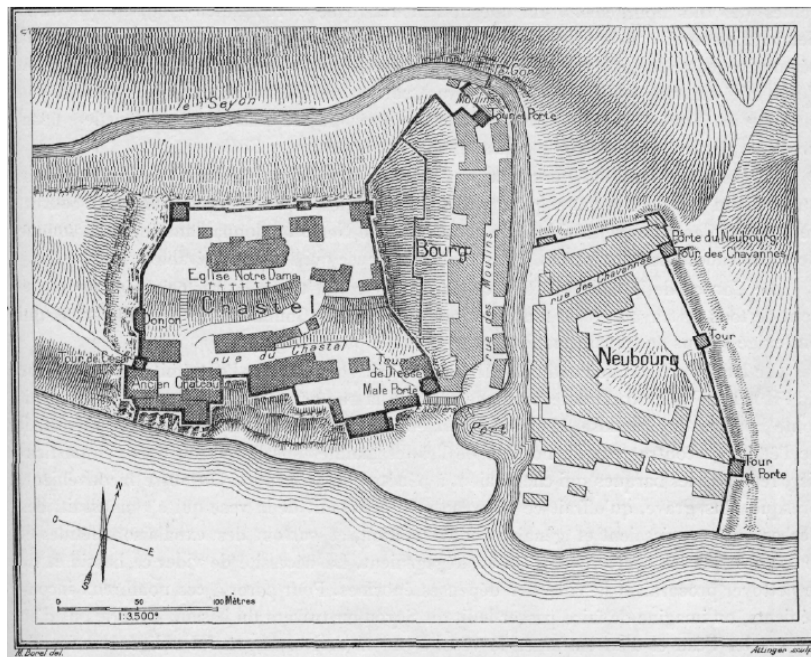


Figure 6 : Plan de Neuchâtel en 1353 (QUARTIER-LA TENTE, 1897).

XVII^{ème} et XVIII^{ème} siècles: la vigne est peu à peu rattrapée par le développement de la ville

Aux XVII^{ème} et XVIII^{ème} siècles, du fait de sa position stratégique dans le bassin du Rhin, Neuchâtel développe son commerce avec l'Europe et le monde entier. Les revenus de cette activité génèrent l'enrichissement de certaines familles et provoquent une extension de la ville vers l'est, le long de la route de Saint-Blaise où s'édifient de beaux hôtels particuliers empiétant sur les vignes. Les domaines des Rochettes, puis l'hôtel particulier de M. DuPeyrou (1764-1771), entourés de jardins luxuriants, en sont les témoins encore vivants. C'est l'époque aussi où le romantisme naissant propose un changement radical du regard porté sur la nature. Le plan de Jean-Jacques BERTHOUD (1769) (dans JELMINI, 1994) offre une vision de Neuchâtel à cette époque (fig. 7). Des avancées sur le lac à l'est de

l'embouchure du Seyon ont lieu grâce aux dépôts successifs de cette rivière, favorisés par les vents dominants du sud-ouest (FORNACHON, 1891; FURTER, 1963).



Figure 7 : Plan de la ville de Neuchâtel en 1769 (J.-J. BERTHOUD in JELMINI, 1994).

À cette même période, la demande en matières premières est importante pour la construction (bois, blocs de pierre et peu à peu asphalté), le chauffage (bois et charbon) et l'alimentation (viande, lait et céréales). Les écosystèmes alentours sont encore très exploités malgré leur faible productivité en cette période de petit âge glaciaire. Des approvisionnements extérieurs en denrées alimentaires (blé et autres céréales) provenant du sud du lac, de la Bresse ou encore de la Beauce sont nécessaires. Les marchandises sont stockées dans d'immenses greniers implantés le long des anciens fossés, rue des Terreaux.

L'héritage colossal de David de Pury, qui meurt à Lisbonne en 1786 et lègue son immense fortune à la Bourgeoisie de Neuchâtel, permet simultanément un développement urbain considérable. Après un nouvel hôpital, inauguré en 1783, un hôtel de ville est construit en 1790, déplaçant le centre de

gravité de la ville vers l'est. De plus en plus, la vigne cède le pas à des constructions, occupées par des nouveaux habitants contribuant à l'économie de la ville par leur travail et l'impôt.

XIX^{ème} siècle : la ville change totalement de configuration

Suite à la succession des crues dévastatrices de 1589, 1750 et 1779, le Seyon est détourné en 1843, ce qui permet la création d'un axe majeur de circulation intérieure : la rue du Seyon. Le développement de l'activité économique et l'arrivée du chemin de fer autour de 1860 engendrent une occupation urbaine de plus en plus dense sur le haut de la ville, sans toutefois atteindre encore les limites de la forêt. Des villas cossues puis des quartiers populaires s'établissent à la hauteur de l'axe ferroviaire, créant en fait une sorte de seconde moitié de ville : la ville haute. L'activité ferroviaire va diminuer la pression sur les écosystèmes locaux avec notamment l'apport extérieur de marchandises comme le charbon, limitant ainsi le prélèvement de bois de chauffage dans la forêt périurbaine. À cette époque, la vigne exerce encore une forte emprise sur le territoire mais sa surface se réduit peu à peu.

Avec l'ajout de divers décombres d'origines multiples, la Grande promenade créée par DuPeyrou vers 1770 se transforme en un vaste espace végétalisé, nommé Jardin Anglais dès 1865. À la fin du XIX^{ème} siècle, la première Correction des eaux du Jura (1868 à 1878), visant à réduire les dégâts provoqués par les fluctuations brusques du niveau du lac, abaisse les lacs de Neuchâtel, Morat et Bienne de 2,70 mètres en moyenne. Ces travaux font émerger de grandes surfaces asséchées qui permettent à la ville de gagner à nouveau du terrain sur le lac : c'est la création du quartier des Beaux-Arts sur une surface d'environ 31 hectares (fig. 8). Les remblais sont principalement constitués de blocs de calcaire hauterivien arrachés à la colline du Crêt-Taconnet (1876 à 1880) dont l'indispensable extension de la gare avait exigé l'arasement (JELMINI, 2010).

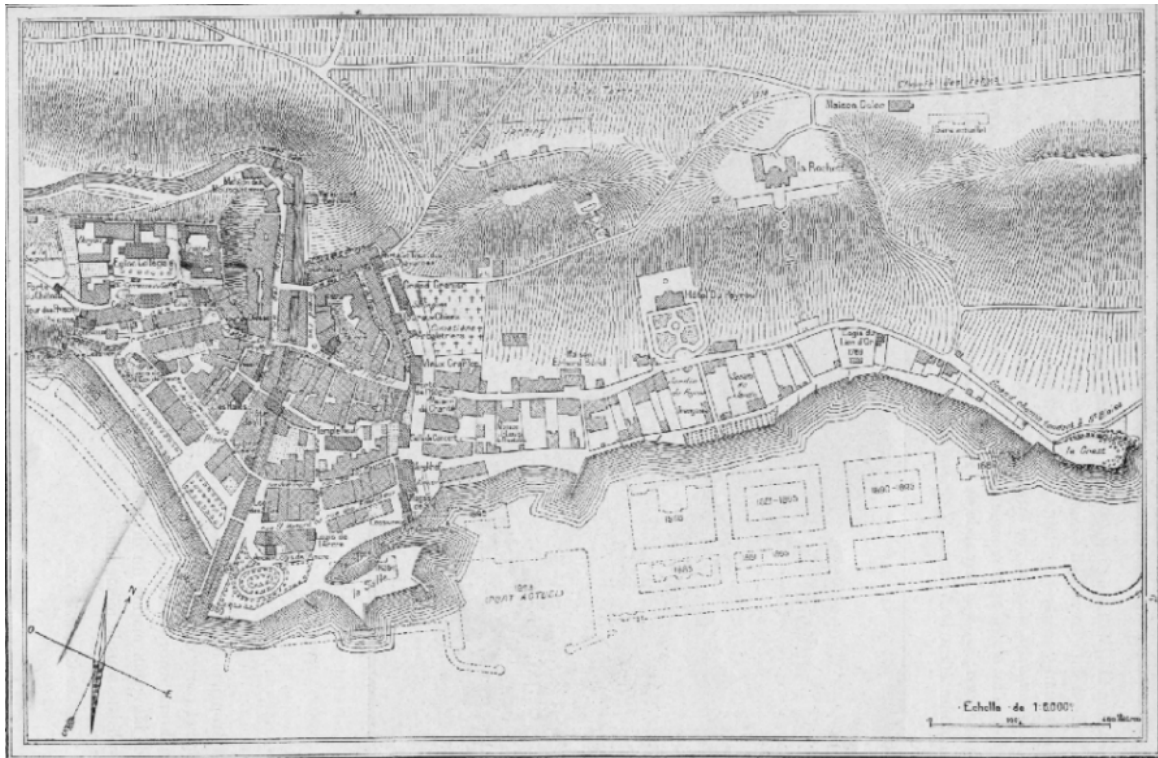


Figure 8 : Plan du quartier des Beaux-arts (QUARTIER-LA TENTE, 1897).

Le XX^{ème} siècle : le tissu urbain se densifie fortement

Depuis le milieu du XX^{ème} siècle, la population neuchâteloise a presque quintuplé, passant de 7 901 habitants en 1850 à 37 784 habitants en 1970. La vigne a quasiment disparu de la ville de Neuchâtel, excepté dans certaines zones comme à la Grande Rochette ou à La Coudre. Dans les années 1950, suite à la nécessité de créer de nouvelles infrastructures publiques (zone portuaire, zones de détente, station d'épuration) et privées (industries), la ville s'est développée une nouvelle fois sur le lac lors de la deuxième Correction des eaux du Jura. Entre mai 1960 et mai 1970, l'apport massif de résidus de chantiers autoroutiers (déchets de construction de l'A5), de terre végétale, de compost et de décombres variés a permis la création des Jeunes Rives sur une surface de 14,6 hectares. La carte et le tableau ci-dessous (fig. 9 et tab. 2) résument l'extension réalisée pour la création des Jeunes Rives ainsi que les périodes de remblayage précédentes entre le XIV^{ème} siècle et 1970.

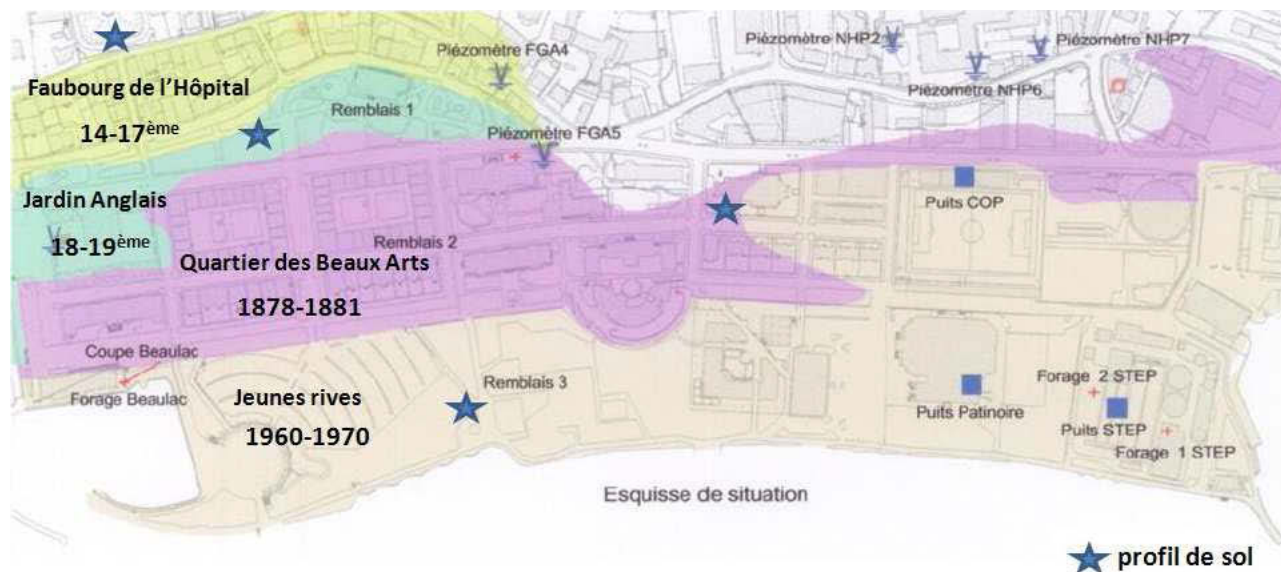


Figure 9 : Carte des différentes périodes de remblayage (SERVICES INDUSTRIELS DE LA VILLE DE NEUCHÂTEL, 2002, in STAEBLI *et al.*, 2011).

Lieu	Origine des matériaux	Période	Surface [ha]	Volume [m ³]
Jardin Anglais (et plus généralement le long des rives)	Alluvions (Seyon et Areuse)	...-1821	~ 35	-
Beaux-Arts	Crêt-Taconnet	1875-1881	~ 31	~ 218'000
Divers	Variable	1915-1950	~ 5	-
Jeunes Rives	Tunnels autoroutiers, décombres variés	1960-1970	14.6	842'891 + 953'000

Table 2 : Bilan des différentes phases de remblayages effectués sur le lac de Neuchâtel (STAEBLI *et al.*, 2011).

Aujourd'hui, la ville a quasiment atteint sa limite de développement horizontal sur les écosystèmes voisins formant des barrières naturelles mais aussi en raison du renforcement de la protection légale des forêts, des marais et des lacs. L'extension urbaine commence ainsi à se faire pour la première fois dans une dimension verticale, comme en témoigne le bâtiment récent de l'Office fédéral de la statistique.

Les sites retenus et leurs sols

Suite à l'étude historique du développement la ville de Neuchâtel, huit sites clés marquant les différentes phases de développement de la ville ont été retenus pour l'étude pédologique. Ils sont détaillés ci-dessous suivant un axe temporel – du plus vieux vers le plus jeune – afin de percevoir l'évolution des écosystèmes et des sols. L'ensemble des profils et des analyses de sol est détaillé sur

la figure 10 et dans le tableau 3. La localisation des profils de sol est consultable en Annexe 1 du manuscrit.

Dans la forêt du Plan, un sol du Néolithique?

Servant ici de repère naturel, la forêt du Plan est une forêt urbaine se situant au nord de la ville de Neuchâtel. Elle représente bien l'écosystème forestier dans le sens où elle constitue une relique forestière ayant été peu affectée par l'homme. Ses fonctions actuelles sont récréatives, esthétiques et de préservation de la biodiversité, avant d'être productives. Ses nombreuses associations végétales offrent une mosaïque de milieux profitant à la faune et à la flore. La chênaie buissonnante y reste cependant majoritaire et peut faire penser au type de forêt existant au Néolithique (EMERY, 1993). Le sol est un bon témoin de ce vestige préservé de la forêt naturelle : décarbonaté, il présente une teneur en matière organique élevée sur l'ensemble du profil. La décarbonatation est un processus pédogénétique bien connu qui s'opère durant des millénaires, illustrant en cela le caractère ancien de ce sol. L'absence d'artefact montre la faible influence de l'homme sur ce sol qui peut être qualifié de *sol urbain naturel*, de type CALCISOL lithique.

Au Jardin du Prince, un sol probablement conservé depuis le Moyen Âge (XIII^{ème} siècle)

Le parc du Jardin du Prince est situé à l'ouest de la collégiale de Neuchâtel. Exposé au sud de la colline du château, avec une pente moyenne, cet endroit était utilisé par la viticulture entre le XIII^{ème} et le XVIII^{ème} siècle. Parsemé d'érables planes et sycomores, de marronniers d'Inde et de tilleuls, il est devenu depuis un espace de verdure pour le plus grand bonheur des passants. Bien que la litière au sol soit améliorante (feuilles d'érables, de tilleuls et de graminées), l'activité biologique de surface semble moyenne, révélée par la présence d'un horizon OLn épais et d'un horizon OF discontinu caractéristiques d'une forme d'humus de type dys(terro)mull. Le sol est stratifié de manière naturelle, avec des couches typiques comme un horizon organo-minéral A surmontant un horizon structural S. Les fragments de charbon de bois, les pièces de métal, les bouts de poterie et de verre retrouvés en faibles quantités dans les horizons 2 (AzcaSzca) et 3 (Szca) montrent l'influence de l'homme sur ce sol,

peut-être en relation avec les cinq siècles d'exploitation de la vigne. Cependant, les résultats des analyses physico-chimiques (texture, teneur en carbonates et en matière organique) confirment le caractère « naturel » du sol, qui peut être nommé CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé et à artefacts.

La Grande Rochette, les dernières vignes du XVI^{ème} siècle en ville!

Les vignes reliques de la Grande Rochette sont exposées au sud et maintenues par des terrasses. La litière est constituée de feuilles de vigne, de morceaux de sarments, d'herbacées fraîchement coupées et en partie exportées. La forme d'humus décrite en prenant en compte ce biais lié à l'exportation de litière est un oligo(terro)mull. L'activité biologique de surface est bonne avec la présence d'un horizon A biomacrostructuré. Comme pour le sol du Jardin du Prince, les horizons A et S sont bien reconnaissables. Des charbons de bois, des morceaux de briques et de porcelaine retrouvés en faibles quantités sur l'ensemble du profil montrent une nouvelle fois une influence modérée de l'homme, mais sur plus de 50 cm de profondeur. Ce sol urbain est un CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé et à artefacts.

L'Hôtel DuPeyrou et son jardin, un ensemble marquant le début du romantisme (fin du XVIII^{ème} siècle)

Le jardin de l'Hôtel DuPeyrou est l'un des plus anciens de la ville de Neuchâtel. Malgré son évolution peu connue à travers les siècles, il est resté localisé au sud de l'hôtel jusqu'à nos jours. Il est actuellement divisé en 8 parcelles de pelouse entourées de buissons et d'arbres très entretenus. La litière est quasi inexistante en raison de l'exportation régulière par la tonte. Bien que difficilement reconnaissables suite à l'humidité permanente du sol (arrosage), les horizons restent similaires à ceux des sols naturels, excepté la présence, à nouveau, d'artefacts pouvant dater de l'époque de création du jardin (par exemple un ancien verre retrouvé à 50 cm de profondeur). Ce sol est ainsi resté en place au cours des siècles malgré son remaniement par l'homme. Il est qualifié de CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé et à artefacts.

Le Jardin Anglais, un exemple de remblayage sur le lac

Connue aujourd'hui sous le nom de Jardin Anglais, la Grande Promenade fut créée en 1813 (JELMINI, 2010). Le site s'étendait à l'époque sur une surface de 35 hectares entre le port et l'ancienne colline du Crêt (GIRARDBILLE, comm. pers.). Aujourd'hui, il se limite à une surface de neuf hectares suite aux nouvelles constructions réalisées à l'est de l'ancienne ville. En 1865, il accueillait un parc animalier, puis il est devenu un espace esthétique et de détente. La partie sud du jardin est une pelouse très entretenue avec de nombreuses plantations de fleurs et d'autres créations artistiques. La partie nord, de l'autre côté de l'allée principale, est une parcelle moins entretenue, ombragée par de vieux arbres, des tilleuls essentiellement. Le profil de sol a été réalisé dans cette zone n'ayant pas été récemment perturbée. Les litières OLv et OLn sont peu fournies à cause de l'exportation régulière de la matière organique par la tonte. Ce biais nous conduit une nouvelle fois à un oligo(terro)mull malgré une activité biologique moyenne marquée par un horizon A faiblement agrégé et de juxtaposition. Les horizons révèlent les différents apports successifs de matériaux (Ltp). Ceux-ci sont confirmés par des différences de texture (succession verticale : limoneux, limono-sableux et limoneux) et de teneur en carbonates (respectivement 24, 30 et 21%). La proportion d'artefacts (verre, brique, mortier et ossements) retrouvés dans les horizons est légèrement supérieure à celle retrouvée dans les sols plus âgés. La présence d'éléments grossiers cristallins ou carbonatés arrondis, essentiellement dans le premier et le deuxième horizon, illustre de possibles apports par l'homme de matériaux alluvionnaires du Seyon ou de la moraine alpine entourant la ville. Le sol est un ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé à matériaux terreux et à artefacts.

L'Eglise Rouge (1906), un bâtiment construit sur les remblais de la première Correction des eaux du

Jura

Suite à la première Correction des eaux du Jura à la fin du XIX^{ème} siècle, le quartier des Beaux-arts fut construit au sud du Jardin Anglais. De nombreux bâtiments virent alors le jour et notamment l'Eglise Rouge érigée en 1906. Ce monument a été par la suite mis en valeur par l'ajout de matériaux terreux

et minéraux afin d'y installer une végétation constituée de quelques d'arbres (essences indigènes et exotiques) et d'une pelouse. La surface étudiée est plane avec un entretien assez intensif lié à la tonte régulière et à l'exportation de la matière organique. Le sol est compacté en surface par le passage répété des engins pour la tonte. Les horizons ont des limites nettes marquées par des apports successifs de matériaux (terre, sable, blocs de calcaire) avec une teneur en artefacts croissant en fonction de la profondeur (verre, brique, mortier, ferraille, ossements et goudron). La majorité des artefacts retrouvés sont liés à la construction de l'église ou proviennent d'une ancienne décharge d'ordures ménagères non loin de cette zone (GIRARDBILLE, comm. pers.). Dès le deuxième horizon, des éléments grossiers subanguleux comme des pierres et des blocs calcaires provenant du Crêt Tacconnet, mélangés à des artefacts et de la terre végétale, traduisent un mélange important de matériaux sans réelle cohérence. Le sol est à nouveau un ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé à matériaux terreux et à artefacts.

Les Jeunes Rives (1970), un espace de détente construit sur les remblais de la deuxième Correction des eaux du Jura

La zone de détente des Jeunes Rives a été créée suite à de nouvelles opérations de remblayage entre 1960 et 1970, lors de la deuxième Correction des eaux du Jura. Le site choisi est situé dans une pelouse en bordure de résineux (séquoias) et de feuillus (peupliers). En raison de ces arbres, l'influence de la litière est cette fois-ci plus importante, avec la présence d'un horizon OLn et d'un OLv discontinu, malgré le passage régulier des tondeuses et l'exportation de la matière organique. La forme d'humus peut être qualifiée d'eu(terro)mull grâce à la présence d'un horizon A biomacrostructuré épais de 8 cm. La litière reste cependant peu améliorante à cause de l'apport majoritaire par les résineux. Les couches de sol sont nettement visibles, avec la succession suivante : matériaux terreux et technologique holorganique (H1 : LtpAcah, compost), voire rédoxique (H2 : LtpAzcahg) et un mélange tassé de matériau technologique, de pierres et blocs cristallins et carbonatés arrondis, subanguleux à anguleux (IIZtc). Cette succession d'horizons rapportés est

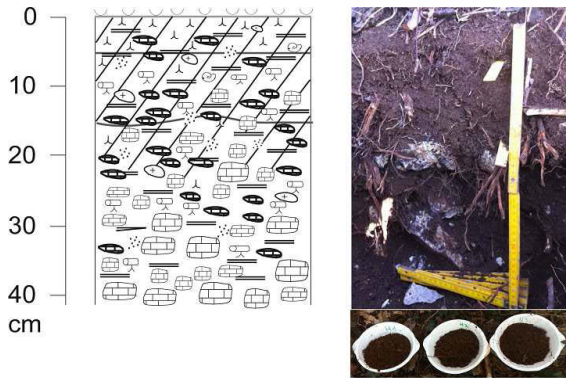
confirmée par les analyses : perte au feu (séquence verticale : 17, 18 et 3%), phosphore (17, 24 et 3%), teneur en carbonates (15, 14 et 51%) et azote total (0,9, 0,8 et 0,1%). Des fragments de charbon de bois, des bouts de verre ou de plastique, des morceaux de brique et de goudron ont été observés dans l'horizon 2 (LtpAcahg). L'horizon 3 (IIZtc) contient quant à lui quelques morceaux de goudron et une part importante (environ 20%) d'autres matériaux de construction mélangés (mortier et brique), de tailles variées. Ce sol, à vocation de support pour la végétation, est peu poreux et assez compact. L'eau circule difficilement, d'où la présence de taches d'hydromorphie dans le second horizon. Le sol est un ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, compacté, rédoxique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et technologique. L'ensemble des qualificatifs ajoutés à ce sol marque bien l'originalité de ce sol entièrement formé par l'homme.

Les sols artificiels de Hauterive (1995), des sols d'origine technologique!

La dernière avancée majeure sur le lac remonte aux années 1990 sur les communes de Saint-Blaise et de Hauterive. Suite au manque de terre végétale, 150 000 m³ de calcaire issus du chantier de l'autoroute A5 (HOFER, *comm. pers.*) ont été mis en place et recouverts d'apports massifs de compost. Ces sols sont donc totalement artificiels. Malgré leur jeune âge, une première structuration du sol est déjà visible à travers l'apparition d'horizons A. Cette évolution rapide du sol peut s'expliquer par la teneur élevée en matière organique du sol en surface et en profondeur, ainsi que par sa qualité pré-humifiée dans le compost, ce qui permet une activité biologique intense. La forme d'humus le confirme par la présence d'un OLn et d'un OLv discontinu suivi d'un horizon A épais (> 8 cm) biomacrostructuré, se rapprochant d'un eu(terro)mull. Il est bon aussi d'ajouter que le sol est peu tassé et que sa bonne porosité permet de le maintenir à un niveau d'humidité moyen. Des signes d'altération de la roche dans le dernier horizon et des caractères homogènes entre les horizons mettent en évidence des processus pédogénétiques *in situ*. Creusé dans une prairie maigre peu entretenue, le profil est un ANTHROPOSOL ARTIFICIEL carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériaux terreux et technologique.

Forêt du Plan (relique)

CALCISOL lithique



Aci
AciSci
DcaSci

Jardin du Prince (XIIIème siècle)

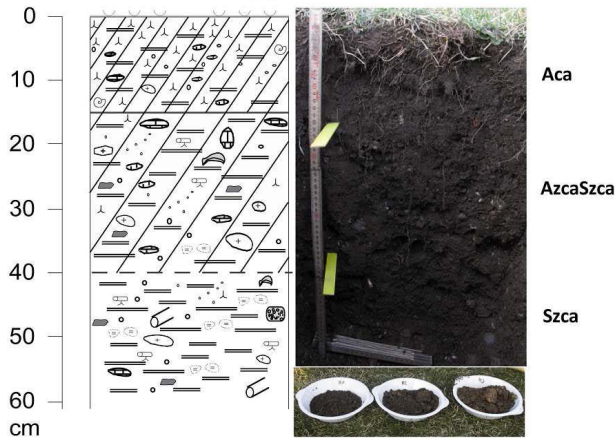
CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ
mélangé, nivelé et à artefacts



Aca
AzcaSzca
Szca

Grande Rochette (XVIème siècle)

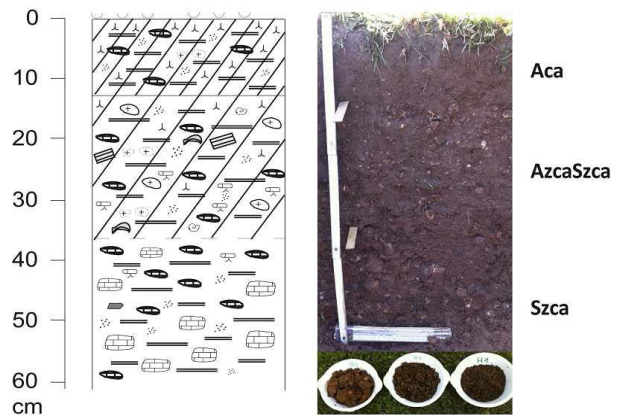
CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ
mélangé, nivelé et à artefacts



Aca
AzcaSzca
Szca

Hôtel DuPeyrou (1768)

CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ
mélangé, nivelé et à artefacts



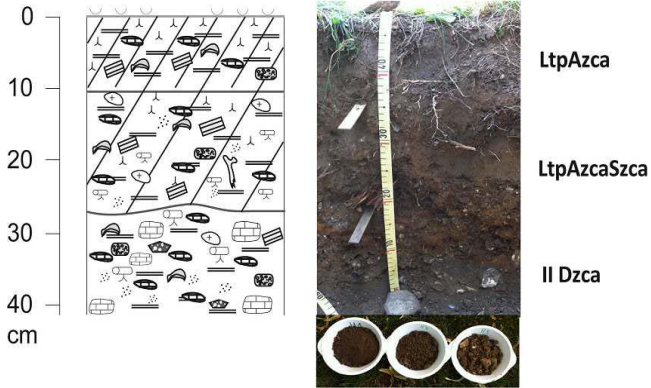
Aca
AzcaSzca
Szca

Légende

	Sables carbonatés		Horizon organominéral		Tuile
	Limons carbonatés		Litière fraîche (OLn)		Reste de matériel de construction
	Argiles carbonatées		Litière vieille (OLv)		Morceau de goudron
	Squelette cristallin (taille > gravier)		Racine fine		Bout de verre ou de poterie
	Squelette calcaire (taille > gravier)		Racine moyenne		Os d'origine animale
	Squelette calcaire en altération		Racine grosse		
	Gravier (calcaire, cristallin ou mixte)		Coquille de Gastéropode		
	Charbon de bois		Trace d'oxydo-réduction		

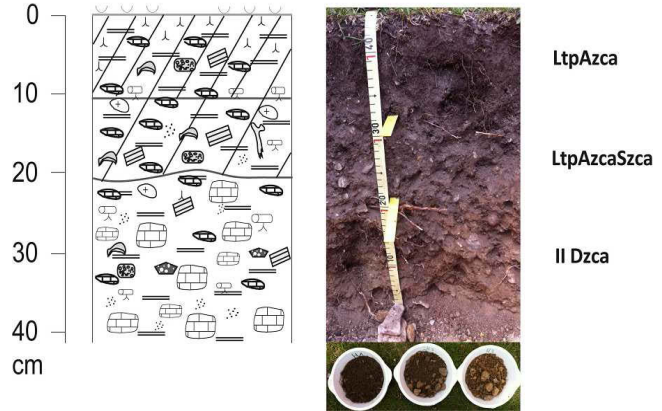
Jardin Anglais (1865)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts



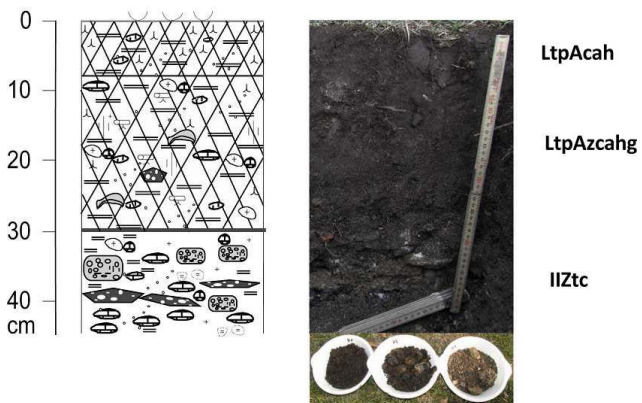
Église Rouge (1906)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts



Jeunes Rives (1970)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, compacté, rédoxique, nivelé, polyphasé, à matériaux terreux et technologique



Sols artificiels de Hauterive (1995)

ANTHROPOSOL ARTIFICIEL carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau technologique

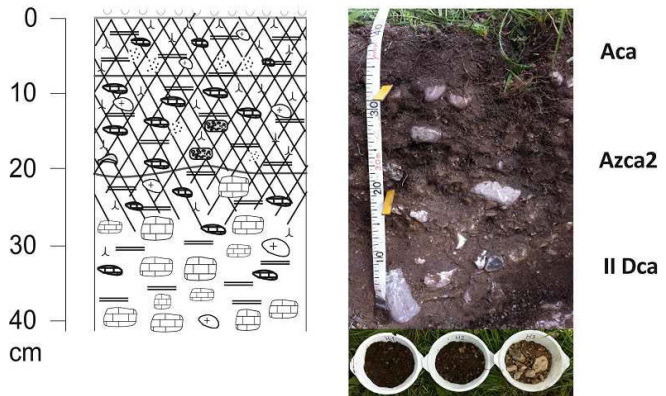


Figure 10 : Schémas et photos des profils de sol (nomenclature selon BAIZE & GIRARD, 2009).

Site	Âge (année)	Surface (hectare)	Occupation du sol	Coordonnées suisses	Horizon	Profondeur (cm)	pH H ₂ O	Texture (USDA, 1999 cité dans Gobat <i>et al.</i> , 2013)	Perte au feu (%)	Ntot (%)	Ptot (%)	Corg calculé (%) ⁴	CaCO ₃ (%)
Forêt du Plan	> 1 000 ans	>50	chênaie buissonnante	X:561.008 Y: 205.319	Aci	0-5	7.4	ARGILEUX	16.5	0.56	0.74	7.6	0.3
					AciSci	5-16	7.4	ARGILEUX	14	0.47	0.67	5.9	0.3
					DaSci	16-40	7.4	ARGILEUX	10.5	0.35	0.2	4.4	0.7
Jardin du Prince	XIII ^{ème} siècle	0.6	pelouse	X:560.875 Y:204.623	Aca	0-20	8.1	LIMONO-SABLEUX	6.7	0.26	2.22	3	45.3
					AzcaSzca	20-50	8.1	LIMONO-SABLEUX	5.2	0.17	1.95	2.3	41.4
					Szca	50-70	8.3	LIMONO-SABLEUX	2.7	0.05	1.1	0.5	44.2
Les Grandes Rochettes ⁵	XVI ^{ème} siècle	0.2	vignes	X:561.066 Y: 204.753	Aca	0-8	8	LIMONEUX FIN	8.8	0.38	1.83	4	28.8
					AzcaSzca	8-20	8.2	LIMONEUX-SABLEUX	4.5	0.2	1.87	2.1	33.8
					Szca	20-65	8.4	LIMONO-SABLEUX	3.6	0.13	1.33	1.4	36.6
Hôtel DuPeyrou	1768	0.28	pelouse	X:561.592 Y: 204.845	Aca	0-13	7.8	LIMONO-ARGILEUX -SABLEUX	8.4	0.36	1.65	3.6	23.6
					AzcaSzca	13-37	8.2	LIMONEUX	3.2	0.1	1.57	0.8	21
					Szca	37-61	8.1	LIMONO-ARGILEUX -SABLEUX	5.1	0.2	1.63	1.7	26.7
Jardin Anglais	1865	9	pelouse	X:561.756 Y: 204.840	LtpAzca	0-10	7.8	LIMONEUX	7.7	0.32	1.64	3.7	24.2
					LtpAzcaSzca	oct.27	8.1	LIMONO-SABLEUX	5.9	0.22	0.94	2.1	30.5
					IIDzca	27-45	8.3	LIMONEUX	3.8	0.1	0.6	1.4	21.4
Église Rouge	1906	0.5	pelouse	X:562.169 Y: 204.944	LtpAzca	0-8	7.9	LIMONEUX	11	0.48	0.87	6	15
					LtpAzcaSzca	8-21	8.1	LIMONO-SABLEUX	6.4	0.25	0.71	3.2	20.3
					IIDzca	21-42	8.3	LIMONO-SABLEUX	4.5	0.13	0.77	1.2	26.9
Jeunes Rives	1970	31	pelouse	X:562.025 Y: 204.679	LtpAcah	0-8	7.5	LIMONEUX FIN	17.4	0.88	17.3	9.2	15.2
					LtpAzcahg	8-30	7.7	LIMONEUX	18	0.84	24.77	9	14.4

⁴ Le C_{org} est obtenu en soustrayant le C_{min} du C_{tot}.

⁵ Les analyses physico-chimiques de ce profil ont été faites sur des échantillons pris dans une fosse, semblable, adjacente à celle décrite dans la figure 5.

					II Ztc	30-45	8.3	LIMONO-SABLEUX	3.3	0.11	3.48	2.9	51.5
Rives de Hauterive	1995	6.7	prairie	X:559.195 Y: 205.681	Aca1	0-8	7.7	LIMONEUX	13.9	0.75	1.54	8	34.6
					Azca2	8-21	7.8	LIMONO-SABLEUX	10.6	0.61	1.76	6	40.7
					IIDca	21-40	8.4	LIMONEUX	2.9	0.1	0.46	1.9	52.7

Table 3 : Analyses physico-chimiques des huit profils de sols étudiés à Neuchâtel, Suisse.

Discussion

Les sols, des témoins de la dynamique de l'écosystème urbain

L'intégration des observations pédologiques et de l'étude historique nous permet de répartir les sols urbains de Neuchâtel en trois grandes catégories, correspondant aussi à une distribution spatio-temporelle au sein de l'écosystème urbain :

- les sols urbains naturels,
- les sols urbains modifiés mais proches de l'état naturel,
- les sols urbains entièrement formés par l'homme.

Les *sols urbains naturels* sont surtout situés dans la partie nord de la ville, où la forêt est majoritairement restée en place. Ils n'ont pas subi de modifications majeures par le passé et datent probablement du Néolithique, voire d'avant. Peu épais et en pente, ils n'ont pas été exploités directement, même si les chênaies qui les recouvrent encore ont été, par le passé, fortement exploitées pour le bois de feu et utilisées pour la glandée des cochons. L'ancienneté de ces sols est prouvée par la mise en évidence de processus pédogénétiques de long terme comme la décarbonatation et la forte teneur en matière organique sur l'ensemble du profil. Le carbone organique est d'ailleurs un très bon indicateur de l'ancienneté d'un sol (FIERZ *et al.*, 1995). Classés dans les CALCISOLS ou les CALCOSOLS, souvent lithiques, ces sols entrent dans la catégorie des sols urbains car ils sont retrouvés au sein d'anciennes reliques de forêt isolées en ville, comme la forêt du Plan ou le bois du Foux. Plusieurs auteurs ont également montré la présence de sols quasi naturels dans les villes et notamment les villes récentes (ALEXANDROVSKAYA & PANOVA, 2003 ; LEHMANN & STAHR, 2007).

S'agissant de la deuxième catégorie, les *sols urbains modifiés mais proches de l'état naturel* sont localisés à l'intérieur ou aux alentours du centre historique de la ville de Neuchâtel. Ils marquent la période s'étalant du Moyen Âge jusqu'à la fin du XVIII^{ème} et au début du XIX^{ème} siècle. Ces sols ont subi pour la plupart des remaniements liés à l'activité viticole ou encore à l'aménagement de jardins.

Les horizons typiques des sols naturels restent cependant souvent reconnaissables. De par leur fonctionnement de type naturel, ces sols sont classés dans les CALCOSOLS-ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS nivelés et à artefacts. La présence d'artefacts en faible quantité en surface et en profondeur révèle l'influence de l'homme sur l'ensemble des sols décrits. Les processus pédogénétiques sont néanmoins majoritairement ceux d'un sol naturel en place. Même s'ils restent carbonatés, ces sols montrent quelques changements, comme la différenciation d'un horizon A moins riche en éléments grossiers (STREHLER, 1997). Leur structure grumeleuse est favorisée par l'action de la flore et de la faune du sol, en particulier les lombriciens.

La troisième catégorie regroupe les *sols très fortement transformés ou entièrement formés par l'homme*. De compositions ou d'âges variés, ces sols correspondent aux différentes périodes de remblayage sur le lac de Neuchâtel, du début du XIX^{ème} siècle à la fin du XX^{ème} siècle. Ce sont des ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS ou des ANTHROPOSOLS ARTIFICIELS nivelés, polyphasés et à artefacts. Ils doivent la majorité de leurs caractéristiques à un développement pédogénétique ayant eu lieu majoritairement *ex situ*, en fonction de l'origine très variée des substrats rapportés et hérités : « terre végétale » rapportée, matériaux de chantiers, etc. Pourtant, certains d'entre eux, comme les sols artificiels des rives de Saint-Blaise et de Hauterive, montrent une évolution *in situ* rapide de leurs horizons de surface, grâce aux apports de compost. En conditions anthropiques, la matière organique peut ainsi évoluer rapidement, probablement plus vite qu'en conditions naturelles (BUREAU, 1995, FIERZ *et al.*, 1995, *in* STREHLER, 1997). C'est pourquoi les paysagistes utilisent traditionnellement de la « terre végétale » qui correspond à l'horizon de surface, travaillé et enrichi d'anciennes zones agricoles (horizon L) (ROSSIGNOL *et al.*, 2007).

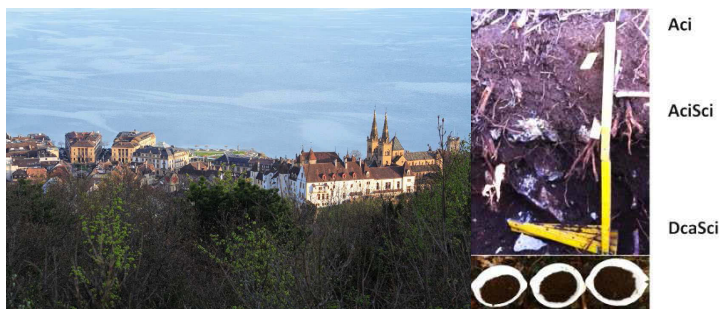
L'abondance, la taille, la forme et la nature des artefacts (goudrons, ferrailles, briques, verre, ossements, porcelaine et plastique) retrouvés dans les différents horizons des sols formés par l'homme permettent de bien dissocier les apports successifs de matériaux. La teneur en matière organique, la texture ou encore la teneur en phosphore total déterminent les discontinuités entre

horizons et le caractère jeune des sols. Au bilan, la nature et l'abondance des artefacts retrouvés sur l'ensemble des profils de sol est un bon indicateur de l'âge et du niveau de perturbation des sols (BLUME, 1989; STROGANOVA & AGARKOVA, 1992, BURGHART, 1994, DOBROVOL'SKIY, 1997 *in* ALEXANDROVSKAYA & PANOVA, 2003). Ces artefacts reflètent bien les trois catégories observées en ville de Neuchâtel, depuis des sols naturels où aucun matériau anthropique n'a été retrouvé, en passant par des sols peu modifiés à faibles teneurs en artefacts, jusqu'aux sols totalement fabriqués qui offrent une grande abondance et une diversité élevée d'artefacts. La nature de certains matériaux anthropiques est aussi une donnée très utile car elle permet de placer les sols sur une échelle temporelle. Quelques exemples peuvent être cités comme le béton inventé à la fin du XVIII^{ème} siècle ou encore le goudron au XX^{ème} siècle, parfois trouvés dans des sols supposés intacts depuis très longtemps.

La figure 11 résume l'évolution des trois catégories fondamentales de sols urbains mises en évidence en ville de Neuchâtel.

Période

**Avant le
XI^{ème} siècle**



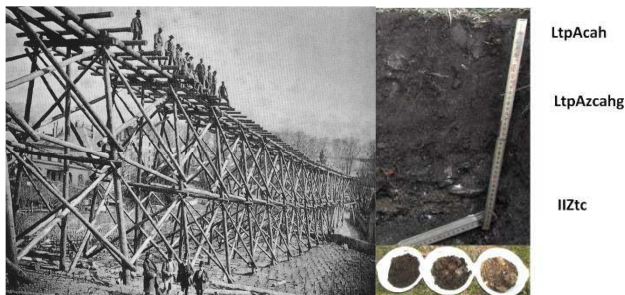
**Des sols urbains naturels (reliques
de forêts pas ou peu exploitées par
l'homme)***

**Du Moyen
Âge au début
du XIX^{ème}
siècle**



**Des sols urbains modifiés mais restés proches
de l'état naturel (vignes et jardins) (QUARTIER-
LA TENTE, 1897)**

**De la fin du
XIX^{ème} siècle
à aujourd'hui**



**Des sols urbains très fortement
transformés ou entièrement formés par
l'homme (remblayages sur le lac)
(QUARTIER-LA TENTE, 1897)**



**Quantité et
diversité
des
artefacts**

Figure 11 : Évolution des sols de la ville de Neuchâtel au cours du temps.

*http://www.mesimages.ch/images/reportages/portugal_neuchatel/6_chateau_neuchatel_depuis_plan.jpg
(consulté le 18 février 2013).

La répartition des sols en trois catégories est un premier résultat pertinent dans le contexte pédologique de la ville de Neuchâtel, totalement inconnu jusqu'ici, mais elle ne fait ressortir que partiellement les grandes phases du développement urbain. Les processus pédogénétiques sont tellement longs qu'il est parfois difficile de dissocier un sol du Moyen Âge d'un sol datant du début du XVIII^{ème} siècle. D'autres composantes (p. ex. le degré d'intégration de la matière organique par la faune du sol, l'humidité, la texture, la compaction) agissent plus ou moins sur l'état d'évolution du sol et peuvent induire en erreur. La compréhension de la dynamique d'évolution des sols urbains, et de sa relation avec l'histoire, est souvent difficile car, à l'hétérogénéité naturelle des sols s'ajoute la variabilité des matériaux rapportés, en proportions plus ou moins grandes et de natures très variées.

Ces résultats originaux pour la ville de Neuchâtel le sont aussi en regard de la littérature scientifique qui, jusqu'ici, répartit souvent les sols urbains en deux catégories seulement : (i) les sols qui ont subi un certain degré de perturbation (du Moyen Âge au début du XIX^{ème} siècle puis jusqu'à la fin du XX^{ème} siècle) et (ii), les sols qui n'ont pas subi de modifications majeures par le passé (DUVIGNEAUD, 1984; MOREL *et al.*, 2005; IUSS Working Group, 2006; GIS Sol 2011; HAZELTON & MURPHY, 2011). Nos résultats montrent que la première de ces deux catégories pourrait à son tour être subdivisée, pour individualiser les sols entièrement formés par l'homme. Cette tendance émerge peu à peu, aussi en raison des connaissances qui se développent à leur sujet.

Le paysage « du dessus », peut-il aider à comprendre le paysage « du dessous »?

Le paysage et le sol sont étroitement liés. Suite à leurs travaux sur les sols urbains de Moscou, ALEXANDROVSKAYA & PANOVA (2003) ont décrit plusieurs étapes permettant de les associer. Ainsi, ils décrivent les sols à processus pédogénétiques naturels comme appartenant aux forêts. Les sols naturels faiblement transformés sont reliés aux pâtures et aux terres cultivées. Et les sols fortement remblayés sont localisés dans le centre historique de la ville, support des infrastructures et de la végétation. Cette approche peut être appliquée aux sols et aux paysages neuchâtelois où les sols naturels sont majoritairement occupés par des forêts. Très tôt, la limitation de l'extension de

l'urbanisation sur ces espaces a permis leur conservation. Les jardins et les vignes reposent sur des sols peu anthropisés et faiblement transformés. Ces types de sols marquent l'avancée progressive de la ville sur la vigne. Ainsi, le sol du Jardin du Prince (XIII^{ème} siècle) est-il comparable au sol de la Grande Rochette (XVIII^{ème}). Les sols remblayés sont quant à eux présents sur les bords du lac de Neuchâtel, jouant le rôle de support des infrastructures et de la végétation de tous types.

Cependant, l'interdépendance entre le paysage et le sol a ses limites car la partie « visible » de l'écosystème est parfois peu en accord avec la partie cachée, en particulier dans l'écosystème urbain. Ces deux composantes ont souvent des dynamiques temporelle et spatiale différentes. Le paysage « du dessus » varie grandement au cours des décennies et ne peut se dévoiler qu'à travers l'étude de différents supports visuels (tableaux, gravures, cartes, etc.), d'ailleurs non dénués de biais liés à l'interprétation de l'artiste. À l'opposé, les sols sont le résultat « cumulé » de toute leur histoire en une sorte d'héritage final de plusieurs événements au cours des siècles. Il est ainsi parfois difficile de reconstituer les moments clés qui ont déterminé leur formation. Un exemple concret est la partie est de la ville de Neuchâtel, où les sols ont été marqués par une succession de la forêt à la vigne, puis à la ville proprement dite.

Finalement, l'étude du paysage « du dessous » allié au paysage « du dessus » reste plus facilement applicable dans les écosystèmes forestiers, là où la dynamique de la végétation (écosystème mature) est plus en phase avec l'histoire des sols. Il reste plus difficile d'associer un type de paysage à un type de sol en ville ou dans un agrosystème. Ceci s'explique par l'importance des remaniements opérés par l'homme, aussi bien sur le paysage que sur les sols.

Conclusion

Encore plus que pour les sols naturels ou agricoles, l'étude des sols urbains nécessite, au préalable, d'importantes recherches sur l'histoire des sociétés, des sites et de leur développement. À travers cette étude, nous avons cherché à définir les grandes phases historiques de développement de la ville de Neuchâtel. L'étude du paysage « du dessus » a permis de bien comprendre ces grandes

phases, huit au total. Quant à l'étude du paysage « du dessous », les sols, trois grandes catégories résumant trois différentes grandes périodes historiques ont pu être identifiées. L'étude du paysage vu « du dessus » alliée à celle du paysage « du dessous » reste, cependant, très riche d'informations et permet de mieux comprendre la dynamique d'extension de l'écosystème urbain, notamment celui de la ville de Neuchâtel, sur les écosystèmes annexes. Cette recherche a aussi montré toute la pertinence d'une approche interdisciplinaire peu habituelle, qui voit le pédologue et l'historien s'associer pour comprendre un paysage, ici urbain, dans sa dynamique spatio-temporelle.

Remerciements

Nous tenons, tout d'abord, à remercier l'ensemble des propriétaires qui ont mis à disposition leur terrain, ainsi que la ville de Neuchâtel, à travers son Service des parcs et promenades (M. Jean-Marie Boillat, M^{me} Stéphanie Perrochet et M. Alexandre Pache) et son Service des forêts (M. Jan Boni), pour leur aide et leur intérêt pour ce sujet. Un grand merci aux personnes qui nous ont aiguillés sur l'histoire de la ville de Neuchâtel à travers la visite des maquettes (M^{me} Chantal Lafontant-Vallotton) ou de nombreux témoignages et ressources documentaires (M. Olivier Girarbille, archiviste communal). Enfin, nous remercions l'ensemble des personnes qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de cet article. Nous pensons notamment à Alessandro Staehli (collaborateur scientifique) et à Claire-May Blanc, Laura Luiz, Maurane Riesen, Jean Burgermeister et David Pasche (étudiants). Un grand merci aussi à Lidia Mathys-Paganuzzi, Roxane Kohler et Thibault Goetschi pour les analyses des sols. Ce travail s'inscrit dans la thèse en Bioindication des Sols Urbains du premier auteur, financée par l'Office Fédéral de l'Environnement à Berne.

Bibliographie

Livres et divers

BAIZE, D., & GIRARD, M.-C., 2009. Référentiel pédologique. 2008. Association française pour l'étude du sol. *Editions Quae, Versailles Cedex*, 405 p.

BARLES, S., BREYSSE, D., GUILLERME, A., LEYVAL, C. (eds), 1999. Le sol urbain. Paris. *Anthropos (coll. « Villes »)*, 278 p.

CARTER, M.R., & GREGORICH, E.G., 2007. Soil Sampling and Methods of Analysis. *CRC Press, Boca Raton*, 198 p.

CHEVERRY, C., & GASCUEL, C., 2009. Sous les pavés, la terre. Connaître et gérer les sols urbains. *Omniscience, Montreuil*, 485 p.

COMBE, A., & RIEDER, J., 2004. Plateau de Bevaix, 1. Pour une première approche archéologique : cadastres anciens et géoressources. *Service et musée cantonal d'archéologie, Neuchâtel*. ISBN 2-940347-26-3, 334 p.

DORIER-APPRILL, E., *et al.*, 2006. Ville et Environnement. *SEDES, Paris*. ISBN 2718-19468, 511 p.

DUVIGNEAUD, P., 1984. La synthèse écologique : populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. *Doin, Paris, 2ème édition*, ISBN 2-7040-0351-3, 380 p.

DUVIGNEAUD, P., & DENAYER-DE-SMET, S., (1977) : l'écosystème URBS. L'écosystème urbain bruxellois. In : DUVIGNEAUD, P., and KESTEMONT, P., (eds.) : Productivité biologique en Belgique. *Duculot, Gembloux*, 1977, 617 p.

EGLOFF, M., 1989. Des premiers chasseurs au début du christianisme. Première moitié du tome 1 d'Histoire du Pays de Neuchâtel. *Editions Gilles Attinger, Hauterive*, 174 p.

EMERY, S., 1993. Influence du milieu sur la croissance radiale du chêne rouvre (*Quercus petraea*) dans le Jura Neuchâtelois. *Travail de Master, Université de Neuchâtel*, 75 p.

FRONTIER, S., PICHOD-VIALE, D., LEPRETRE, A., DAVOULT, D., LUCZAK, C., 2008. Ecosystèmes - structure, fonctionnement, évolution. *Dunod, Paris (4e édition)*, 558 p.

GALLANDAT, J.-D., GOBAT, J.-M., CLAVIEN, Y., 2009. Végétation de la Suisse, guide syntaxonomique. *Laboratoire Sol & Végétation, Université de Neuchâtel*, 28 p.

GIS Sol. 2011. Synthèse sur l'état des sols de France. *Groupement d'intérêt scientifique sur les sols*, 24 p.

GOBAT, J.-M., & HAVLICEK, E., 1996. Clé de sol, principaux sols de Suisse. *Laboratoire Sol & Végétation, Université de Neuchâtel*, 51 p.

- GOBAT, J.-M., 2007. Protocole de description des sols. *Laboratoire Sol & Végétation, Université de Neuchâtel*, 48 p.
- HAZELTON, P. & MURPHY, B., 2011. Understanding Soils in Urban Environments. *CSIRO Publishing*, February 2011, Paperback, ISBN: 9780643091740, 160 p.
- JELMINI, J.-P., 2010. Neuchâtel 1011-2011, mille ans, mille questions, mille et une réponses. *Ville de Neuchâtel, Editions Attinger, Hauterive*, 518 p.
- LATENIUM, 2012. Documentation d'exposition. Neuchâtel.
- QUARTIER-LA TENTE, E. 1897. Le district de Neuchâtel – Vol. 1. *Attinger Frères Editeurs, Neuchâtel*, 612 p.
- ROSSIGNOL, J.-P., DAMAS, O., BENSAOUD, A., MARIE, X., 2007. Les mélanges terre – pierres : Caractéristiques morphologiques et analytiques. *JNES Angers*, 437 p.
- SCHWARTZ, C., 2007. Atelier sur les Anthrosols. *JNES Angers*, 437 p.
- STAEHLI, A., GOBAT, J.-M., MITCHELL, E., 2011. Premier recensement des types de sols urbains de l'agglomération neuchâteloise. Projet ACR-Sol urbain. Rapport final de mandat. *Office Fédéral de l'Environnement – Section Protection des sols, Berne*, 81 p.
- STREHLER, C., 1997. Création et évolution de sols artificiels à base de calcaires et de composts de déchets urbains. *Thèse Université de Neuchâtel, Laboratoire sol et végétation, Neuchâtel*, 134 p.
- IUSS Working Group, 2006. World reference base for soil resources (WRB). *FAO, Rome*, 132 p.

Articles de revues

- ALEXANDROVSKAYA, E., & PANOVA, T., 2003. History of the soil, cultural layer, and people in medieval Moscow. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v.20, num 3, p.289-294.
- BEGUIN, C., & THEURILLAT, J.-P., 1982. La forêt thermophile d'aroles. *Candollea* 37(2): 349-379.
- CARREIRO, M. M., & TRIPLER, C. E., 2005. Forest remnants along urban-rural gradients: Examining their potential for global change research. *Ecosystems* 8: 568–582.
- FIERZ, M., GOBAT, J.-M., GUENAT, C., 1995. Quantification et caractérisation de la matière organique des sols alluviaux au cours de l'évolution de la végétation. *Ann. Sci. For.* 52, 547-559.
- FORNACHON, A., 1891. Plans de la bataille du Seyon contre le vent de l'ouest. *Service des travaux publics de la Ville de Neuchâtel*.
- FURTER, G. 1963. Remblayages des rives du lac à Neuchâtel. *Strasse und Verkehr* 11.

JELMINI, J.-P., 1994. Neuchâtel. L'esprit, la pierre, l'histoire. *Cahier de l'institut neuchâtelois*, n.s. 25, éditions Gilles Attinger, Hauterive.

LEHMANN, A., & STAHR, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J. Soils Sediments* 7 (4): 247–260.

MOREL, J.-L., SCHWARTZ, C., FLORENTIN, L., DE KIMPE, C., 2005. Urban soils. In: *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ltd, 202-205.

TANSLEY, A.G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, Vol. 16, No. 3, pp. 284-307.

ZANELLA, A., JABIOL, B., PONGE, J.-F., SARTORI, G., DE WAAL, R., VAN DELFT, B., GRAEFE, U., COOLS, N., KATZENSTEINER, K., HAGER, H., ENGLISH, M., 2011. A European morpho-functional classification of humus forms. *Geoderma* 164: 138-145.

Neuchâtel, ville choisie comme modèle du Moyen-Pays suisse dans le cadre de cette recherche, est une ville millénaire riche en histoire. Sa configuration particulièrement tributaire de la topographie a été marquée par différentes périodes de développement bien connues (défrichement de la forêt, remblaiements sur le lac), permettant de dresser un inventaire des principaux sols de la cité, fondé sur la chronologie. Suite à la caractérisation des sols, nos résultats montrent que, suivant leur âge, trois grandes catégories de sols ont été définies, marquant un gradient de perturbation lié aux activités humaines. Cependant, les processus pédologiques fondamentaux typiques sols urbains restent encore peu connus et leur comparaison avec des sols naturels apparentés peut être riche d'informations à cet égard. Comme les sols urbains, les sols alluviaux sont souvent jeunes, instables d'un point de vue spatio-temporel (remaniements, apports de matériaux fréquents) et constitués de matériaux parentaux variés. Suivant leurs états d'évolution, deux gradients de perturbation des sols ont été comparés : selon le degré d'influence de la rivière pour les sols alluviaux et en fonction de l'âge de leur mise en place pour les sols urbains.



**Sol urbain d'un talus de chemin de fer
(Vaumarcus, Canton de Neuchâtel)**



**Sol alluvial de la réserve naturelle de
l'Allondon (Canton de Genève)**

Chapitre 3

Are urban soils similar to natural alluvial soils?

Joël Amossé, Renée-Claire Le Bayon and Jean-Michel Gobat

Submitted to Journal of Soils and Sediments

Abstract

Urban and alluvial soils are constituted of heterogeneous materials that have been manipulated, disturbed or transported at different spatial and temporal scales. In both cases, the parent material is highly heterogeneous due to several soil layers deposits respectively by human activities or water. Despite these similarities, little is known about soil processes in urban soils and their comparison with natural soils remains therefore highly useful. We hypothesized that, according to their degree of perturbation, urban and natural alluvial soils have similar functioning related to structural and physicochemical characteristics. We compared two soil gradients, one located in the natural reserve of the Allondon River (canton of Geneva, Switzerland) and the other in and around the city of Neuchâtel, Switzerland. A total of five alluvial and eighteen urban soil profiles were described according to the distance of the river for the alluvial ecosystem, and to soil age for the urban ecosystem. Soil profiles were first clustered hierarchically with classical soil physicochemical variables: particle-size distribution, coarse fraction, C_{org} , pH_{H_2O} , P_{tot} , N_{tot} , $CaCO_3$, CEC and C/N ratio. An ordinal regression tree was then performed in order to explain the soil profile group classification. Our results showed that alluvial soils were clustered into the two identified urban soil groups. Evolved alluvial soils far from the river were grouped with natural and near natural urban soils. Conversely, “young” perturbed alluvial soils were more clustered with man-made soils. The difference between these two soil groups was mainly explained by their particle-size distribution. Higher clay content was found in mature soils allowing a well-developed soil structure. By contrast, higher sand content was observed in youngest soils mainly due to the recent soil layer deposits.

Alluvial soils appear to be good natural reference of urban soils against which to compare the structure and functioning of urban soils.

Key words: perturbed ecosystems, alluvial, urban, soil gradients, physicochemical properties

Introduction

Soils form from a wide range of parent materials. They sometimes develop directly from rock weathering (*in situ*), but more often are formed from materials that have been transported and deposited by various agents including water, wind, gravity, ice or humans (Hazelton & Murphy, 2011). Among the latter, alluvial soils are mainly influenced by seasonal hydrological dynamics (Haase & Neumeister, 2000). Their formation is conditioned by river transport, fluvial sedimentation and by the dynamics of surface and groundwater (Bertrand *et al.*, 2012). The functioning of the fluvial sedimentation is a dynamic and irregular process in space and time, which results in sudden changes of textural compositions in the vertical and horizontal sections of the soil profile (Bullinger-Weber & Gobat, 2006; Mendonça Santos *et al.*, 2000). Alluvial soils are often young with essentially alluvial deposits of base-rich weathering material. The sequence of horizons at a given location is the result of sedimentation and *in situ* pedogenesis; these two processes overlap but inheritance is often predominant (Gerrard, 1992; Mendonça Santos *et al.*, 2000).

As alluvial soils, urban soils are also considered as young soils and they can have an « ex-situ » development (McKinney, 2002; Lehmann & Stahr, 2007). They are substantially altered due to mixing, sealing, filling, and contamination, and are often created by anthropogenic activity rather than natural weathering processes (Craul, 1992; Lehmann & Stahr, 2007; Pavao-Zuckerman & Byrne, 2009). Urban soils are closely related to the history of a city and its hinterland (Hazelton & Murphy, 2011). They are sometimes characterized by a high quantity of artefacts (e.g. bricks, pottery, glass), « technical » organic carbon (e.g. compost) and usually elevated pH. Nevertheless, even if urban soils are slightly or completely disturbed by human activities, they can develop in natural conditions (De Kimpe & Morel, 2000; McKinney, 2008; Hicks & Hird, 2007 in Hazelton & Murphy, 2011).

Through their similar characteristics, alluvial soils appear to be a good natural reference for urban soils in that they are both characterized by temporal instability and spatial heterogeneity (Naiman & Bilby, 1998; Godreau *et al.*, 1999). The parental material is inherited from diverse origins: former soils upstream in the case of alluvial soils and from different soil transfers by humans in the case of urban soils. In the literature, there is nevertheless a paucity of knowledge concerning the comparison of urban and near natural alluvial soils in terms of soil evolution and its physicochemical properties. Most of the studies refers to the direct or the indirect impacts of human activities on natural soils (Bullinger-Weber & Gobat, 2006; Jordanova *et al.*, 2013; Vácha *et al.*, 2013) using soil disturbance gradients (Craul, 1992 ; McDonnell *et al.*, 1997). However, little is known about the comparison of independent soil disturbance gradients from near natural alluvial and urban ecosystems in order to assess the potential of urban soils for the soil functioning.

The aim of this study was therefore to compare two soil gradients, one from an alluvial ecosystem and the other from an urban ecosystem, with various stages of soil formation. Despite their different initial soil settlement conditions, we hypothesized that both soil gradients follow similar dynamics in terms of soil functioning related to their structure and their physicochemical characteristics.

Material and Methods

Study sites

The study was carried out in and around the city of Neuchâtel, Switzerland (N: 46°59'51; E: 6°55'86) and in the natural reserve of the Allondon River (N: 46°12'19; E: 5°59'958, canton of Geneva, Switzerland). These two sites were selected according to their similarities: altitude (approximately 400 meters above sea level), climate, and initial soil properties (calcareous bedrocks). Different levels of influence by water or humans allow us to identify two gradients of soil evolution. In the alluvial floodplain, a total of five soil profiles were described according to the distance of the river. In Neuchâtel, eighteen soil profiles of different ages were studied as described by Amossé *et al.* (*in press*).

Soil description and physicochemical analyses

Urban and alluvial soils were described *in situ* with the classical approach (IUSS working group, 2006; Baize & Girard, 2009). The first three horizons were sampled and classical physicochemical parameters were analyzed: coarse fraction (% of the total weight), particle-size distribution (% clay, % silt, % sand), $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, C_{org} (%), N_{tot} (%), P_{tot} (%), CEC (cmolc.kg^{-1}), CaCO_3 (%) and C/N ratio (Carter & Gregorich, 2007).

Numerical analyses

Two approaches were used in order to compare soil profiles of both soil gradients. First, physicochemical data of soil horizons for each soil profile were “stacked” and pair-wise dissimilarity was calculated using the Gower (1971) distance (Beaudette *et al.*, 2013). Soil profile data were then clustered using the Ward’s minimum variance method in order to distinguish alluvial soils similarity to urban soil groups. An ordinal regression tree was then performed in order to explain the soil profile group classification by physicochemical variables. Soils were described morphologically and designed using the “aqp” package (Beaudette *et al.*, 2013). All calculations were carried out with R (R Development Core Team, 2010) using the “aqp” (Beaudette *et al.*, 2013), “vegan” (Oksanen *et al.*, 2010), “cluster” (Maechler *et al.*, 2013) and “party” (Hothorn *et al.*, 2006) packages.

Results

Alluvial and urban physicochemical components of soils are presented in the supplementary material.

Alluvial soil gradient

The physicochemical properties and the structuration of soils were different among alluvial soils (Figure 12 & Table 4). The CALCOSOL (ACF), furthest away from the river, was the deepest soil with a well-developed organomineral A horizon and a thick structured S horizon. This trend was also observed in the FLUVIOSOL BRUNIFIÉ (AFB) which was partially decarbonated in the first horizon. Both of these soils showed higher clay, C_{org} , P_{tot} , CaCO_3 contents and CEC level compared to FLUVIOSOLS TYPIQUES (AFT and AFTP) and to the FLUVIOSOL JUVÉNILE (AFJ) (Supplementary

material). For FLUVIOSOLS TYPIQUES, weaker structured horizons (JpcaMca) were identified below a well-developed organomineral horizon A. A partial decarbonation of the first horizon was also observed in the FLUVIOSOL TYPIQUE (AFTP). A poorly developed organomineral horizon (JscaAca) was found in the shallow FLUVIOSOL JUVÉNILE with the highest sand content and the lowest C_{org} , N_{tot} , P_{tot} contents and CEC level (Supplementary material).

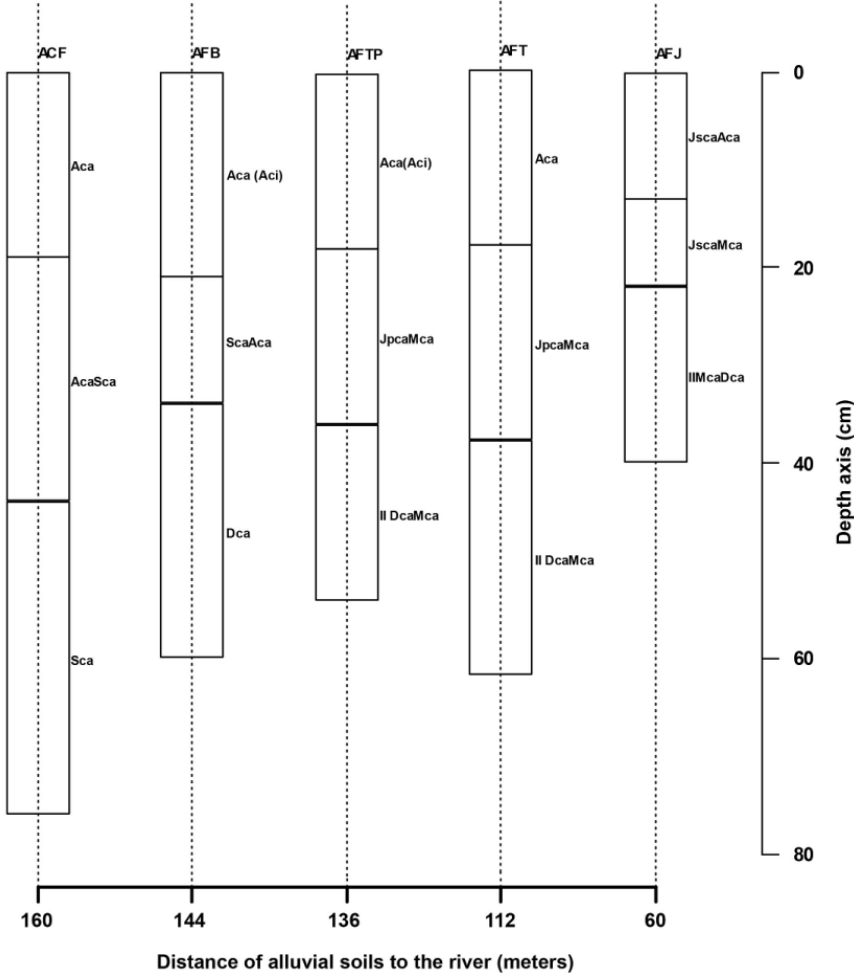


Figure 12 : Alluvial soil gradient according of the distance of the Allondon river. See table 3 for further details.

Table 4 : Soil identification for the alluvial gradient according to the distance of soils to the river.

Alluvial soil name	Soil name (IUSS working group, 2006)	Soil name (Baize & Girard, 2009)
ACF	Fluvisol Hypocalcic Calcisol (Colluvic Clayic)	CALCOSOL fluvisol-colluvial et profond
AFB	Calcic Fluvisol (Clayic)	FLUVIOSOL BRUNIFIÉ décarbonaté en surface, pierrique et polyphasé
AFTP	Calcic Fluvisol (Siltic)	FLUVIOSOL TYPIQUE décarbonaté en surface, pierrique et polyphasé
AFT	Fluvisol (Siltic)	FLUVIOSOL TYPIQUE carbonaté, pierrique et polyphasé
AFJ	Fluvisol (Arenic)	FLUVIOSOL JUVÉNILE carbonaté, lithique, pierrique et polyphasé

Urban soil gradient

Soil profiles of the urban soil gradient are presented in Figure 13. Three main soil groups were identified as described by Amossé *et al.* (*in press*) (Table 5). First, the CALCISOL (REFUFP) was the oldest soil found in a relic forest and was described as a natural urban soil. This soil profile was fully decarbonated with the highest clay content (49.5%) found in all soil profiles (Supplementary material). Second, near natural urban soils (CALCOSOLS – ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS) were characterized by a natural sequence of horizons even if soils were mixed due to human activities (presence of artefacts). For these soils, a developed organomineral horizon (Aca or Azca), a well-preserved structured horizon (Sca or Szca) and the original parental material (Dca or Dzca) were present. Finally, man-made soils were mainly classified as ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS, except for site 1995HR which was an ANTHROPOSOL ARTIFICIEL. Most of soil horizons were delineated by different exogenous material layer deposits (Ltp), except for few of them in which an *in situ*-formed organomineral horizon (Aca) was identified. Man-made soils were often younger and shallower with higher coarse fraction, sand and CaCO₃ contents compared to other soil groups (Supplementary material).

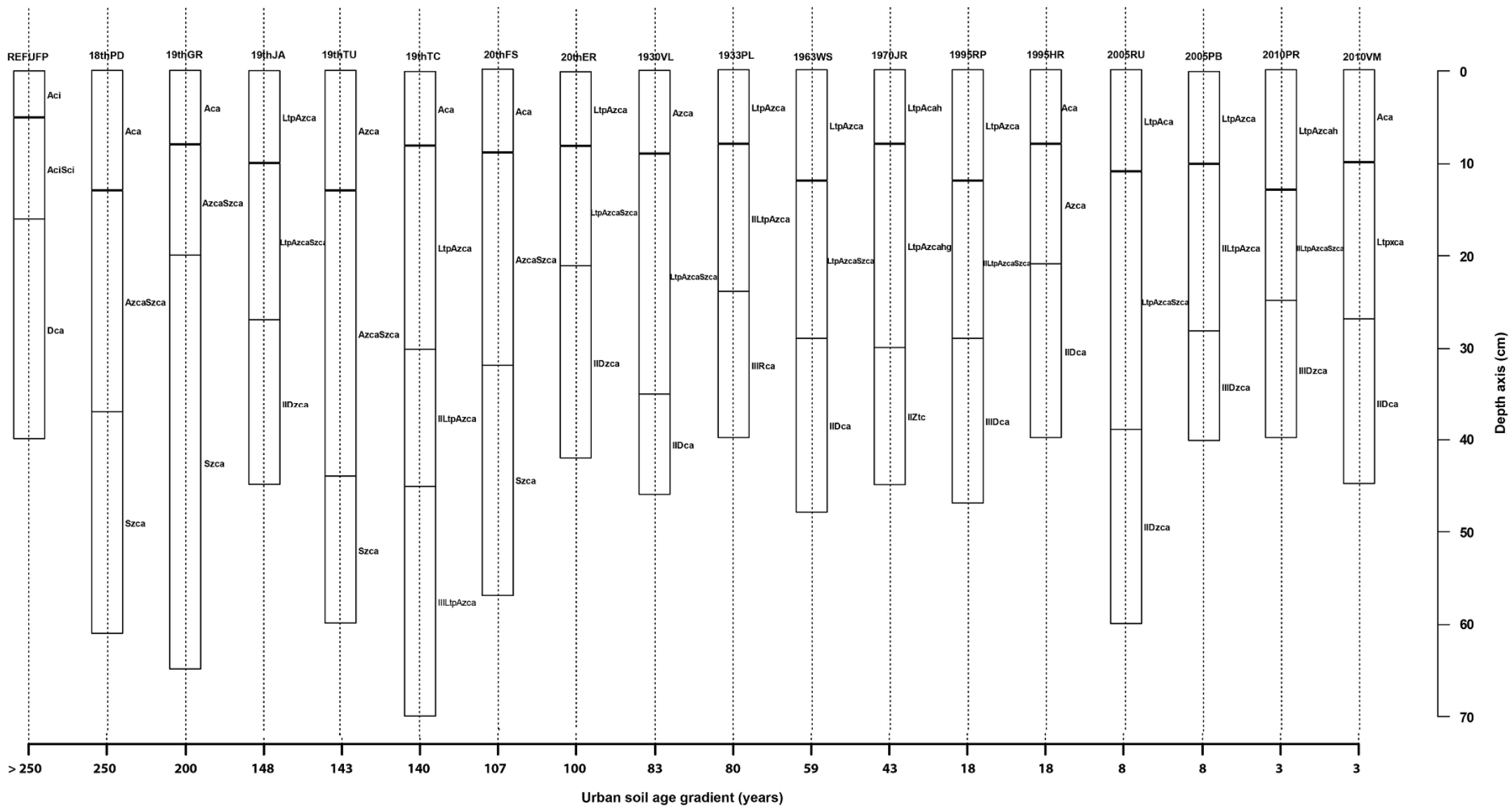


Figure 13 : Urban soil gradient according to the soil age, Neuchâtel, Switzerland. Soils with the same age were ordered randomly.

Table 5 : Soil identification for the urban gradient according to the soil age.

Urban soil name listed according their age	Soil name (IUSS working group, 2006)	Soil name (Baize & Girard, 2009)
REFUFP	Luvic Hypocalcic Calcisol (Clayic)	CALCISOL lithique
18thPD	Cambisol (Siltic)	CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé, profond et à artefacts
19thGR	Cambisol (Siltic)	CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé, profond et à artefacts
19thJA	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
19thTU	Cambisol (Siltic)	CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, profond et à artefacts
19thTC	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, profond et à matériau terreux
20thFS	Cambisol (Clayic)	CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé et profond
20thER	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
1930VL	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux à artefacts
1933PL	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, lithique, leptique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
1963WS	Terric Anthrosol (Clayic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
1970JR	Urbic Garbic Technosol (Ruptic Calcaric Densic Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ holorganique, carbonaté, compacté, rédoxique, nivelé, polyphasé, à matériaux terreux et technologique
1995RP	Terric Hortic Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, holorganique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
1995HR	Spolic Garbic Technosol (Ruptic Calcaric Siltic)	ANTHROPOSOL ARTIFICIEL carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau technologique
2005RU	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
2005PB	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, lithique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts
2010PR	Terric Hortic Technic Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ holorganique, carbonaté, nivelé, polyphasé, lithique, à matériaux terreux et technologique
2010VM	Terric Anthrosol (Siltic)	ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, pierrique, lithique et polyphasé

Relationships between soil gradients according to the physicochemical component of the soil

The comparison of soil gradients according to the physicochemical component of the soil aimed at identifying similarities between alluvial and urban soils. Alluvial soils were clustered separately in the two identified soil groups (Figure 14). In the group 1, the CALCOSOL (ACF) and the FLUVIOSOL BRUNIFIÉ (AFB) were clustered with the CALCISOL (REFUFP), the CALCOSOL – ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ, 20thFS, and the ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ, 1970JR. In the group 2, FLUVIOSOLS TYPIQUES (AFTP and AFT) and the FLUVIOSOL JUVÉNILE (AFJ) were associated to CALCOSOLS - ANTHROPOSOLS TRANSFORMÉS, ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS and the ANTHROPOSOL ARTIFICIEL, 1995HR. These two soil groups were significantly different according to the particle-size distribution (Figure 15). Higher mean clay proportion was found in the group 1 with nine of the total eleven soil horizons recorded over than 35.2% of clay content (Supplementary material). Other physicochemical variables confirmed the differences between these two soil groups. Higher means of CEC level, N_{tot} , C_{org} and P_{tot} contents were found in the group 1. Conversely, mean values of coarse fraction (%), sand and $CaCO_3$ contents were higher in the group 2 (Table 6). The high P_{tot} content observed in the group 1 was mainly explained by the extreme mean P_{tot} value (15 times higher than other soils) observed in the three soil horizons of the ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ, 1970JR (Supplementary material).

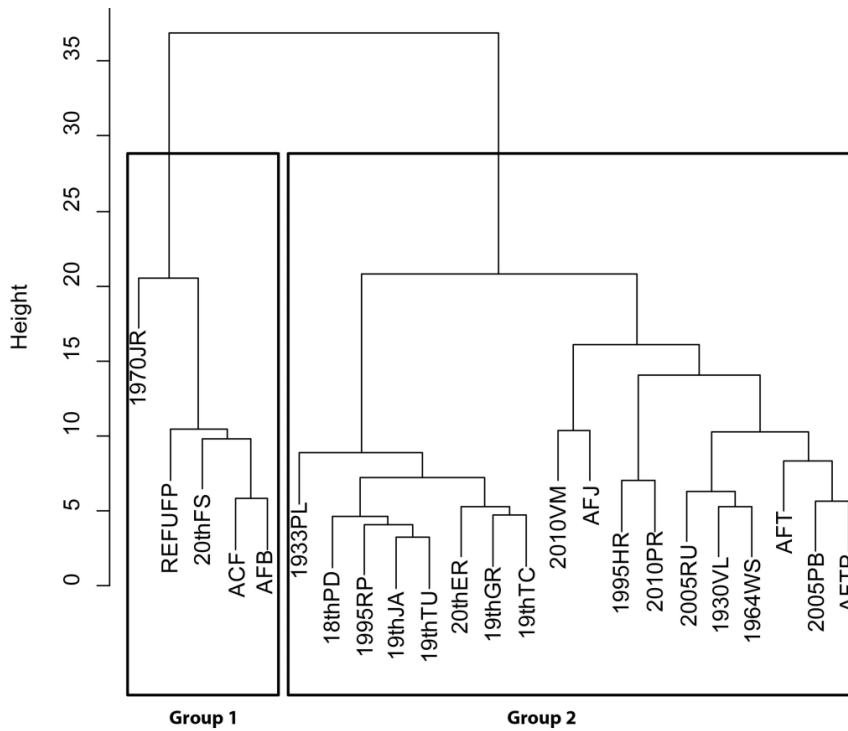


Figure 14 : Cluster dendrogram of alluvial and urban soils.

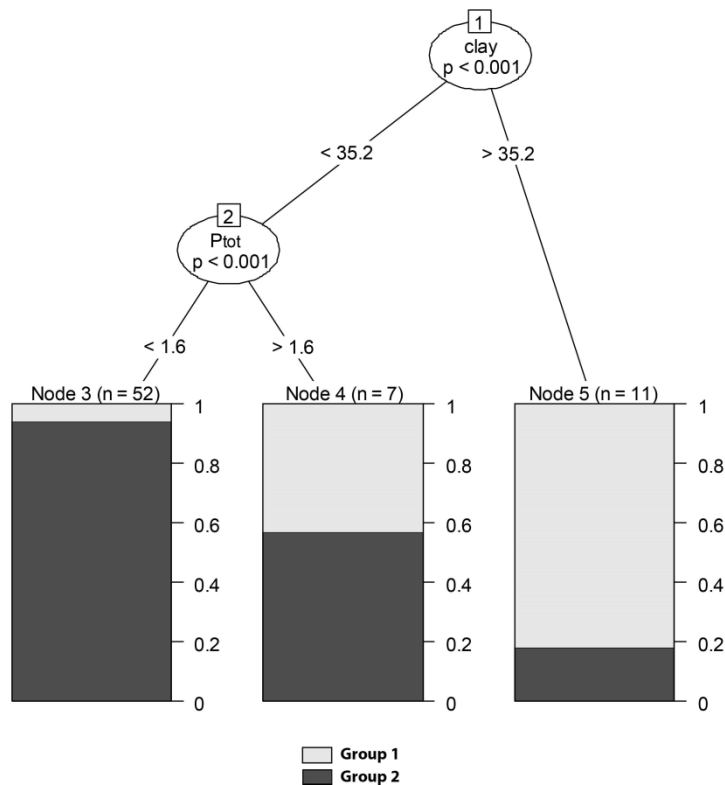


Figure 15 : Ordinal regression tree of the two selected soil horizon groups according to their physicochemical properties. Values between 0 and 1 indicate the proportion of soil horizons for each identified soil group according to clay and P_{tot} contents (n = the total number of soil horizons).

Table 6 : Mean values (\pm standard deviation) of physicochemical variables for each soil group.

Variables	Group 1	Group 2
Coarse fraction (%)	21.2 \pm 6.2	34.1 \pm 2
Clay (%)	31.8 \pm 4.2	16.1 \pm 1.3
Silt (%)	31.5 \pm 2.3	28.4 \pm 1.4
Sand (%)	36.7 \pm 4.5	54.5 \pm 1.9
pH H ₂ O	7.7 \pm 0.06	7.9 \pm 0.05
P _{tot} (%)	3.4 \pm 1.9	0.8 \pm 0.06
CaCO ₃ (%)	14.9 \pm 3.4	30 \pm 1.7
CEC (cmolc.kg ⁻¹)	23.6 \pm 2.7	13.3 \pm 0.9
C _{org} (%)	4.8 \pm 0.8	2.5 \pm 0.2
N _{tot} (%)	0.35 \pm 0.07	0.19 \pm 0.02
C/N	15.1 \pm 1	16.6 \pm 2

Discussion

Urban and alluvial soil analogies

Urban and alluvial soils are both perturbed systems. Their genesis varies according to the interaction between inheritance and *in situ* evolution (Bullinger-Weber *et al.*, 2007). The main soil processes are often the result of the transfer of matter and the allocation of energy by humans or water but also by the activity of vegetation and soil organisms which contribute significantly to the soil structure formation and nutrient cycling (Lavelle *et al.*, 2006). Through the comparison of alluvial and urban soil properties, we showed that alluvial soils were well clustered to urban soils. Two main soil categories were found at different stages of soil formation. (1) Deeper soils which developed for centuries *in situ* were little affected by hydrological or human mechanical factors. These soils were evolved alluvial soils and natural to near natural urban soils with homogeneous structure (A and S horizons). Higher mean clay, CEC and C_{org} contents were also found showing a good aptitude for the formation of the argilohumic complex partly performed by soil fauna activity. Conversely (2), young perturbed soils were shallower and formed essentially from recent *ex situ* materials of different origins and textures either from recent floods or material deposits. Higher coarse fraction and sand content were also found.

Several studies reported similar results in natural alluvial (Gerrard, 1992; Bullinger-Weber & Gobat, 2006; Salomé *et al.*, 2011) and urban soils (Bullock & Gregory, 1991; Baumgartl, 1998; Lefort *et al.*, 2007). For example, Lefort *et al.* (2007) found higher sand, lower CEC and C_{org} contents in man-made soils compare to natural or near natural urban soils. These differences can be mainly explain by the inheritance of wide range and recent soil layers deposits which often constitute the limiting factor of pedogenetic processes (Pickett *et al.*, 2001). The effects of soil perturbation are primarily physical but indirectly the biological and the chemical components of the soil are affected (Bullock & Gregory, 1991; Guenat *et al.*, 1999; Bullinger-Weber *et al.*, 2007).

However, as observed in alluvial soils, natural pedogenetic processes are not excluded in newly formed urban systems. If soil profiles showed an evidence of stratification of different soil layer deposits, the development of a distinct *in situ* organomineral horizon may be present (Bullinger-Weber & Gobat, 2006). In initial stages of alluvial soil formation, the inheritance of external inputs (mineral and organic) which influences biological activity is often a key factor of topsoil characteristics (Guenat *et al.*, 1999; Bullinger-Weber *et al.*, 2012). In an artificial soil, Strehler (1997) showed initial stages of the topsoil which were closed to alluvial soils following earthworm and root activity in few years, as for example the rapid formation of bioaggregates. Decarbonation was also observed in few of our alluvial and urban soils even if this process was difficult to detect in the urban ecosystem due to the permanent mix or input of calcareous particles on the soil surface. Nevertheless, Strehler (1997) found an active decarbonation in artificial soils with a reprecipitation of carbonates at the bottom of the organomineral horizon after only 15 years. Decarbonation process can constitute a good indicator of soil age (Bureau, 1995, in Strehler 1997; Gobat *et al.*, 2013). However, in urban or alluvial ecosystems, the heterogeneity of soil texture and the permanent instability lead to a difficult estimation of the soil age formation. For example, Bureau (1995 in Strehler, 1997) found that decarbonation varied between few decades to few centuries in fluviosols, which constitute a too large temporal scale for our study.

Urban and alluvial soil differences

Soils processes are driven by biological, chemical and physical factors, which can highly differ between soils and especially in disturbed soils such as alluvial and urban soils (Bullock & Gregory, 1991; Petts & Amoros; 1996; Vitousek *et al.*, 1997; Bullinger-Weber *et al.*, 2007). Although urban and alluvial gradients showed many similarities according to their morphology, their parental material and their physicochemical components, the durations of soil formation processes in urban and alluvial soils seem to be different but remain difficult to quantify. As observed in alluvial soils, the “real” date of birth of urban soils was difficult to estimate because most soils were originally formed by geomorphic processes (Gobat *et al.*, 2013). However, several authors reported an acceleration of soil pedogenetic processes due to human activities in urban soils (Strehler, 1997; Baumgartl, 1998; Vidal-Beaudet *et al.*, 2012). This can be first explained by the origin and the nature of soil layers deposits. In alluvial soils, at least in high and medium parts of the river, initial deposits are often mainly constituted of coarse mineral fraction and sand content with a weak soil structuring due to the river influence (Bullinger-Weber & Gobat, 2006). By contrast, in urban soils, most of the ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS inherited of “ex-situ” well-developed materials (LtpAzcaSzca) which were often finer textured in top layers. In theory, the older the soils are, higher their evolution (Rossignol *et al.*, 2007). However, it is not always the case in urban soils. For example, a “young” ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ can be constructed with still evolved soil layers materials, explaining the clustering of “young” ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ with the “old” CALCOSOL – ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ in the same soil group (group 2).

Moreover, if organic matter can constitute an interesting indicator of soil evolution in alluvial ecosystems (Pautou, 1984; Fierz *et al.*, 1995), it remains difficult to apply it in urban soils. In urban ecosystems, organic matter quantity and their quality vary a lot between soils according to soil and land management modifying soil processes (Fierz *et al.*, 1995, Vidal-Beaudet *et al.*, 2012). First, the exportation of the litter can affect soil organic matter integration through the soil fauna activity. Second, most of recent ANTHROPOSOLS RECONSTITUÉS (1970JR, 1995HR and 2010PR) and the

ANTHROPOSOL ARTIFICIEL (1995HR) were made with different organic amendments such as compost. The effects of the input of “anthropic” materials (organic or mineral) on soils processes are little known (Vidal-Beaudet *et al.*, 2012) although Bureau (1995) (in Strehler, 1997) showed a rapid organic matter turnover in urban soils compared to natural soils.

Other variables such as water content also play a key role on soil processes. In alluvial soils, water movements in the soil are highly variable and control part of soil processes including organic matter and nutrients dynamics (Pautou, 1984; Petts & Amoros, 1996). Conversely, in urban systems, soil humidity is often controlled by watering in order to maintain the existing vegetation. Stresses due to humectation and desiccation cycles are less important in urban systems compare to alluvial soils and the durations of soil processes probably differ.

Conclusion

This study of both urban and alluvial soil gradients showed how close these two perturbed systems are in terms of soil formation and functioning. In urban soils, if anthropogenic pedogenetic processes are often dominant and suppose to change the “natural” component of soils, natural processes such as decarbonation or the formation *in situ* of an organomineral horizon are not excluded, as observed in alluvial soils. In both alluvial and urban soils, the clay content seems to be a good indicator of soil evolution. These results confirm the potential use of alluvial soils as a reference for urban soil restoration. The comparison of soil processes and their durations between urban and alluvial soils still need to be more investigated especially those related to soil fauna activity.

Acknowledgments

We thank landowners for allowing us to conduct research on their property. We also thank Lidia Mathys-Paganuzzi and Roxane Kohler for the soil physicochemical analyzes and Radu Slobodeanu for his useful help in statistics. Several students contributed also to this study, especially David Pasche and Kathleen Hasler. This study is a part of the research project “Bioindication in Urban Soils” (BUS), funded by the Swiss Federal Office of the Environment (FOEN, Bern).

References

- Amossé, J., Jelmini, J.-P., Havlicek, E., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.-M., *in press*. Mille ans d'extension urbaine à Neuchâtel : évolution des paysages et des sols. Bulletin 2014 de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles (SNSN), 133: 5-26.
- Baize, D., & Girard, M.C., 2009. Référentiel Pédologique 2008. Editions Quae, 405 pp.
- Baugmartl, T., 1998. Physical soil properties in specific fields of application especially in anthropogenic soils, *Soil and Tillage Research*, 47 (1-2): 51-59.
- Beaudette, D.E., Roudier, P., O'Geen, A.T., 2013. Algorithms for quantitative pedology : A toolkit for soil scientists. *Computers & Geosciences*, 52: 258-268.
- Bertrand, G., Goldscheider, N., Gobat, J.-M., Hunkeler, D., 2012. From multi-scale conceptualization to a classification system for inland groundwater-dependent ecosystems. *Hydrogeology Journal* 20 (1): 5-25.
- Bullinger-Weber, G., & Gobat J.-M., 2006. Identification of facies models in alluvial soil formation: The case of a Swiss alpine floodplain. *Geomorphology*, 74: 181–195.
- Bullinger-Weber, G., Le Bayon, R.-C., Guenat, C., Gobat, J.-M., 2007. Influence of some physicochemical and biological parameters on soil structure formation in alluvial soils. *European Soil Journal of Soil Biology*, 43: 57-70.
- Bullinger-Weber, G., Guenat, C., Salomé, C., Gobat, J.-M., Le Bayon, R.-C., 2012. Impact of flood deposits on earthworm communities in alder forests from a subalpine floodplain (Kandersteg, Switzerland). *European Journal of Soil Biology*, 49: 5-11.
- Bullock, P., & Gregory, P.J., 1991. *Soils in the Urban Environment*. Blackwell Scientific Publications, Oxford (eds). 174 pp.
- Carter, M.R., & Gregorich, E.G., 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, Boca Raton.
- Craul, P.J., 1992. *Urban soil in landscape design*. Wiley, New York de Goede RGM, Bongers T (eds, 1998) *Nematode communities of northern temperate grassland ecosystems*. Focus-Verlag, Giessen.
- De Kimpe, C. R., & Morel, J.L., 2000. Urban soil management: A growing concern. *Soil Science*, 165(1): 31-40.
- Fierz, M., Gobat, J.-M., Guenat, C., 1995. Quantification et caractérisation de la matière organique des sols alluviaux au cours de l'évolution de la végétation. Elsevier/INRA. *Ann Sci For*, 52: 547-559.
- Gerrard, J., 1992. *Soil Geomorphology — An Integration of Pedology and Geomorphology*. Chapman & Hall, London, 269 pp.
- Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2013. *Le Sol vivant*. Bases de pédologie, biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, 519 pp.
- Godreau, V., Bornette, G., Frochot, B., Amoros, C., Castella, E., Oertli, B., Chambaud, F., Oberti, D., and Craney, E. 1999. Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiversity and Conservation*, 8: 839 -864.

- Guenat, C., Bureau, F., Weber, G., Toutain, F., 1999. Initial stages of soil formation in a riparian zone: Importance of biological agents and lithogenic inheritance in the development of the soil structure. *European Journal of Soil Biology*, 35 (4): 153-161.
- Haase, D., & Neumeister, H., 2001. Anthropogenic impact on fluvisols in German Floodplains. *Ecological processes in soils and methods of investigation*. Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, 15: 19-26.
- Hazelton, P., & Murphy, B.W., 2011. *From Understanding Soils in Urban Environments*. Publisher: CSIRO Publishing, Paperback, ISBN: 9780643091740. 160 pp.
- Hothorn, T., Hornik, K., Zeileis, A., 2006. "Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework." *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15(3): 651–674.
- IUSS Working Group, 2006. *World Reference Base for Soil Resources 2006*. World Soil Resources Reports 103, FAO, Rome. 145 pp.
- Jordanova, D., Rao Goddu, S., Kotsev, T., Jordanova, N., 2013. Industrial contamination of alluvial soils near Fe–Pb mining site revealed by magnetic and geochemical studies. *Geoderma*, 192: 237–248.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. ICSZ - Soil Animals and Ecosystems Services, Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Biology. *European Journal of Soil Biology*, 42: 3-15.
- Lehmann, A., & Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4): 247-260.
- Lefort, C., Schwartz, C., Florentin, L., Gury, M., Le Roux, Y., Morel, J.L., 2007. Typologie et évolution des sols très anthropisés. Actes des 9es Journées Nationales de l'Etude des Sols, 3-5/4/2007. AFES – INH, 200. J.P. Rossignol (ed) Angers. 57 pp.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K., 2013. *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 1.14.4.
- McDonnell, M. J., S.T.A. Pickett, R. V. Pouyat, R. W. Parmelee, M. M. Carreiro, P. M. Groffman, P. Bohlen, W. C. Zipperer, and K. Medley, 1997. Ecology of an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1: 21-36.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience*, 52(10): 883–890.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, 11: 161–176.
- Mendonça Santos, M.L., Guenat, C., Bouzelboudjen, M., Golay, F., 2000. Three-dimensional GIS cartography applied to the study of the spatial variation of soil horizons in a Swiss floodplain. *Geoderma*, 97: 351–366.
- Naiman, R.J., Bilby, R.E., eds. 1998. *River Ecology and Management: Lessons From the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer-Verlag.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.G., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2010. *vegan: Community Ecology Package*, R package version 1.17-0 ed.

- Pautou, G., 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon : comparaison avec d'autres systèmes fluviaux, *Doc. Cartogr. Ecol. Univ. Grenoble*, XXVII, 43-64.
- Pavao-Zuckerman, M.A., & Byrne, L.B., 2009. Scratching the surface and digging deeper: exploring ecological theories in urban soils. *Urban Ecosyst*, 12: 9–20.
- Petts, G.E., & Amoros, C., 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London. 322 pp.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza, R., 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 127-157.
- Rossignol, J.P., Damas, O., Bensaoud, A., Marié, X., 2007. Les mélanges terre – pierres : Caractéristiques morphologiques et analytiques. Actes des 9es Journées Nationales de l'Etude des Sols, 3-5/4/2007. AFES – INH, 200. J.P. Rossignol (ed) Angers. 57 pp.
- Salomé, C., Guenat, C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Le Bayon, C., 2011. Earthworm communities in alluvial forests: Influence of altitude, vegetation stages and soil parameters. 9th International Symposium on Earthworm Ecology. *Pedobiologia*, 54S: S89– S98.
- Strehler, C., 1997. Création et évolution de sols artificiels à base de calcaires et de composts de déchets urbains. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, 135 pp.
- Vácha, R., Sářka, M., Sářka, O., Skála, J., Čechmánková, J., 2013. The Fluvisol and sediment trace element contamination level as related to their geogenic and anthropogenic source. *Plant Soil Environ*, 59(3): 136–142.
- Vidal-Beaudet, L., Grosbellet, C., Forget-Caubel, V., Charpentier, S., 2012. Modelling long-term carbon dynamics in soils reconstituted with large quantities of organic matter. *European Journal of Soil Science*, 63(6): 787-797.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.H., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: source and consequences. *Ecol Appl*, 7: 737–750.

Supplementary material. Physicochemical properties of soil horizons for each soil profile of the alluvial and urban gradients.

Soil gradient	Soil name	Horizon name	Top (cm)	Bottom (cm)	Coarse fraction (%)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	pH H ₂ O	P _{tot} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg-1)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Alluvial	ACF	Aca	0	19	6.6	37.2	34.7	28.2	7.6	0.44	13.8	22.9	3.6	0.24	14.9
		AcaSca	19	44	0.0	38.9	41.7	19.4	7.67	0.27	12.2	19.3	1.7	0.09	18.3
		Sca	44	76	0.0	44.1	42.6	13.3	7.75	0.22	6.0	22.9	1.7	0.13	13.2
	AFB	Aca (Aci)	0	21	15.3	41.4	22.1	36.6	7.48	0.56	3.5	28.1	4.0	0.3	13.5
		ScaAca	21	34	45.0	47.7	17.5	34.9	7.64	0.39	14.1	17.6	2.1	0.17	12.6
		Dca	34	60	66.1	12.3	21.4	66.3	7.77	0.3	22.6	13.3	1.5	0.09	17
	AFTP	Aca(Aci)	0	18	25.2	23.0	20.0	57.1	7.62	0.2	3.7	18.8	3.6	0.31	11.5
		JpcaMca	18	36	34.8	6.6	19.0	74.4	7.74	0.33	13.3	12.1	1.9	0.14	13.8
		II DcaMca	36	54	56.4	0.5	8.8	90.7	8.11	0.13	26.6	5.3	0.9	0.02	45
	AFT	Aca	0	18	5.4	33.0	30.4	36.7	7.66	0.46	22.7	21.6	4.0	0.28	14.2
		JpcaMca	18	38	58.2	17.7	9.0	73.4	8.21	0.25	29.8	5.5	1.0	0.05	19.4
		II DcaMca	38	62	58.1	16.7	5.8	77.5	8.33	0.17	32.5	4.4	0.0	0.05	0
	AFJ	JscaAca	0	13	25.8	6.0	9.2	84.8	7.86	0.25	27.3	7.7	1.8	0.09	20.4
JscaMca		13	22	56.8	14.3	2.8	82.9	8.23	0.16	32.8	3.1	1.3	0.02	64.5	
IIMcaDca		22	40	68.9	13.1	1.5	85.4	8.63	0.14	34.3	2.7	0.3	0.02	14	
Urban	REFUFP	Aci	0	5	3.2	49.5	31.8	18.7	7.4	0.74	0.3	38.5	7.6	0.56	13.5
		AciSci	5	16	1.4	47.7	29.9	22.4	7.37	0.67	0.3	34.6	5.9	0.47	12.5
		Dca	16	40	15.3	43.7	31.0	25.4	7.36	0.2	0.8	9.4	4.4	0.36	12.3
	18thPD	Aca	0	13	10.5	21.6	26.6	51.3	7.76	1.65	23.7	19.4	3.6	0.36	10
		AzcaSzca	13	37	39.2	23.0	30.1	46.8	8.23	1.57	21.0	13.1	0.8	0.1	7.9
		Szca	37	61	31.6	21.5	27.6	50.8	8.08	1.63	26.8	15.8	1.7	0.2	8.7
	19thGR	Aca	0	8	14.4	5.6	51.0	43.4	7.99	1.83	28.8	27.3	4.1	0.38	10.7
		AzcaSzca	8	20	41.5	13.5	9.5	23.8	8.24	1.87	33.9	14.0	2.1	0.2	10.7
		Szca	20	65	26.8	1.7	48.8	49.6	8.44	1.33	36.6	11.3	1.4	0.13	10.6
	19thJA	LtpAzca	0	10	14.4	19.4	32.4	48.2	7.78	1.64	24.2	15.2	3.7	0.32	11.4
		LtpAzcaSzca	10	27	19.6	14.5	33.3	52.2	8.15	0.94	30.5	12.6	2.1	0.22	9.7
		IIDzca	27	45	29.3	19.7	30.3	50.1	8.29	0.6	21.4	11.0	1.4	0.1	14.4
	19thTU	Azca	0	13	14.0	35.2	27.4	37.4	7.88	0.88	26.5	19.5	3.7	0.34	10.9
		AzcaSzca	13	44	24.2	21.8	30.8	47.5	8.11	0.7	29.5	13.6	2.1	0.13	16.4
		Szca	44	60	24.3	23.4	33.4	43.2	8.25	0.65	27.4	12.6	1.5	0.07	21.4
	19thTC	Aca	0	8	50.0	2.3	40.2	57.6	7.98	0.88	29.5	17.1	4.1	0.24	17.1
		LtpAzca	8	30	32.6	6.0	38.2	55.8	8.36	0.9	29.1	12.3	1.1	0.09	11.9
		IIILtpAzca	30	45	25.4	19.7	22.9	57.5	8.47	0.67	38.3	13.9	1.4	0.12	11.7
	20thFS	IIILtpAzca	45	70	34.4	0.6	50.4	49.0	8.43	0.59	36.2	9.5	0.3	0.07	4.6
		Aca	0	9	18.0	40.3	27.0	32.7	7.62	0.55	20.1	36.8	9.7	0.56	17.3
		AzcaSzca	9	32	17.3	33.0	31.1	35.9	7.75	0.49	21.2	30.5	5.8	0.38	15.2
	20thER	Szca	32	57	59.8	8.3	21.1	70.6	7.9	0.36	27.9	13.0	2.5	0.13	19.2
		LtpAzca	0	8	20.4	18.1	39.7	42.2	7.95	0.87	15.0	27.5	6.1	0.48	12.6
LtpAzcaSzca		8	21	43.7	17.0	29.2	53.8	8.09	0.71	20.3	18.1	3.2	0.25	12.8	
		IIDzca	21	42	37.7	14.1	31.6	54.4	8.34	0.77	26.9	12.4	1.2	0.13	9

	Azca	0	9	20.8	38.7	26.3	35.0	7.21	0.84	34.7	26.2	5.8	0.44	13.3
1930VL	LtpAzcaSzca	9	35	36.7	15.8	33.1	51.0	7.59	0.68	39.9	16.8	2.4	0.25	9.8
	IIDca	35	46	33.4	13.9	35.1	51.0	7.53	0.49	41.2	12.2	1.7	0.1	16.6
	LtpAzca	0	8	25.0	22.6	39.0	38.4	7.87	1.09	34.5	19.3	4.1	0.31	13.3
1933PL	IIILtpAzca	8	24	27.2	25.4	34.7	39.9	8.16	0.82	34.3	18.3	0.4	0.13	2.8
	IIIRca	24	40	22.6	34.6	35.6	29.8	8.03	0.61	13.7	24.7	2.7	0.21	13
	LtpAzca	0	12	27.0	41.2	24.8	34.0	7.14	0.92	22.0	21.0	4.8	0.42	11.3
1963WS	LtpAzcaSzca	12	29	34.7	16.4	31.7	51.9	7.2	0.8	19.1	15.3	3.0	0.21	14.5
	IIDca	29	48	41.8	6.5	27.4	66.1	7.49	0.52	37.4	6.1	0.7	0.06	11.2
	LtpAcah	0	8	12.5	7.2	50.6	42.2	7.55	17.3	15.2	34.4	9.2	0.88	10.5
1970JR	LtpAzcahg	8	30	6.0	15.2	36.7	48.1	7.72	24.77	14.4	26.5	9.0	0.84	10.7
	IIIZtc	30	45	62.9	9.8	33.8	56.4	8.29	3.48	51.5	6.2	2.9	0.11	26.1
	LtpAzca	0	12	28.7	20.8	34.6	44.6	8.1	0.65	19.6	13.3	2.2	0.17	12.9
1995RP	IIILtpAzcaSzca	12	29	22.3	16.3	34.6	49.1	8.26	0.71	17.9	11.0	1.8	0.12	14.9
	IIIDca	29	47	21.2	17.0	35.0	48.0	8.12	0.64	17.4	10.0	1.3	0.12	10.9
	Aca	0	8	21.1	16.2	32.1	51.7	7.67	1.54	34.6	24.4	8.0	0.75	10.7
1995HR	Azca	8	21	35.2	14.3	32.2	53.6	7.82	1.76	40.7	19.6	6.1	0.61	10
	IIDca	21	40	45.3	11.2	38.0	50.8	8.39	0.46	52.7	5.2	1.9	0.1	19.3
	LtpAca	0	11	25.2	26.3	17.0	56.7	7.26	1.06	34.0	14.8	4.6	0.29	16
2005RU	LtpAzcaSzca	11	39	33.5	8.0	29.4	62.6	7.51	1.42	49.9	10.5	2.9	0.15	19.5
	IIDzca	39	60	59.7	4.2	24.5	71.3	7.65	0.91	53.4	5.8	1.3	0.07	18.6
	LtpAzca	0	10	20.5	17.0	28.0	55.1	7.3	0.61	16.5	11.1	1.7	0.22	7.7
2005PB	IIILtpAzca	10	28	28.1	17.2	25.7	57.0	7.23	0.55	10.8	10.2	1.9	0.15	12.7
	IIIDzca	28	40	48.2	5.8	21.8	72.5	7.51	0.37	22.6	5.1	1.5	0.07	21.7
	LtpAzcah	0	13	45.4	12.0	28.0	59.9	8	1.17	31.3	25.3	8.2	0.4	20.5
2010PR	IIILtpAzcaSzca	13	25	46.6	10.3	33.3	56.4	8.4	0.71	42.7	7.0	1.0	0.07	14.6
	IIIDzca	25	40	50.5	8.2	30.4	61.5	8.26	0.75	47.4	4.5	0.7	0.09	7.2
	Aca	0	10	22.7	19.6	31.7	48.7	7.27	0.47	4.2	13.4	2.6	0.21	12.2
2010VM	Ltpxca	10	27	64.1	7.8	29.7	62.5	7.79	0.26	56.7	2.8	2.7	0.03	88.3
	IIDca	27	45	67.0	8.0	30.2	61.8	7.73	0.25	71.6	2.0	1.3	0.02	64.5

La zone alluviale de l'Allondon (canton de Genève) s'est révélée être un site d'étude intéressant pour la comparaison avec les sols urbains de Neuchâtel car elle est encore très active et située dans un contexte pédoclimatique assez proche de celui de la ville de Neuchâtel. En associant les deux gradients, urbain et alluvial, nos résultats montrent que les sols urbains sont effectivement similaires aux sols alluviaux sur beaucoup d'aspects et se regroupent suivant différents degrés de perturbation. Ce gradient s'explique principalement par une plus forte teneur en argile dans les sols les moins perturbés, ce qui permet une meilleure structuration (présence d'horizons organo-minéraux A et structurés S). Cependant, il est à relever que ce gradient de perturbation ne suit que partiellement la séquence temporelle, contrairement à ce qui avait été pensé au départ pour les sols urbains. En effet, si les sols anciens sont souvent plus matures, car stabilisés depuis plus longtemps, certaines interventions humaines récentes permettent à des sols jeunes d'acquérir assez rapidement certains caractères de sols plus anciens. C'est en particulier le cas de sols reconstitués ou artificiels dans lesquels de la matière organique ou un horizon de terre végétale (horizon organo-minéral) ont été rapportés et ont influencé la vitesse des processus (ex : décomposition de la matière organique), notamment suite à l'activité des organismes du sol. Néanmoins, certains travaux ont montré, comme dans les sols urbains, des processus rapides à des stades initiaux de formation des sols alluviaux suite à l'héritage de matériaux (organique et minéral) favorisant l'activité biologique. Partant de ce constat, la faune du sol est une composante essentielle à étudier car elle permet de mieux cibler la nature et la vitesse des processus mis en jeu dans l'évolution des sols perturbés. À différents niveaux trophiques, les communautés de vers de terre, enchytréides et nématodes (densité, diversité et groupes fonctionnels) – reconnus comme de bons bioindicateurs dans les sols naturels ou agricoles - ont donc été étudiées entre elles ainsi que leurs relations avec l'âge, les caractéristiques physico-chimiques et fonctionnelles des sols urbains.



Chapitre 4

Comparative patterns of earthworm, enchytraeid and nematode diversity and community structure in urban soils of different ages

Joël Amossé, Klára Dózsa-Farkas, Gergely Boros, Guy Rochat, Gauthier Sandoz, Bertrand Fournier, Renée-Claire Le Bayon and Edward A.D. Mitchell

In preparation

Abstract

Soil annelids (Lumbricidae and Enchytraeidae) and nematodes play important roles in organic matter decomposition and creation of soil structure and porosity. However, their community patterns are poorly known in urban soils. We studied the diversity and community ecology of annelids and nematodes in soils spanning more than two centuries of urban soil development in Neuchâtel (Switzerland) and assessed the relationships (1) among these three communities and, (2) between soil age, physicochemical, biotic and functional characteristics.

While environmental and functional variables were generally correlated (Mantel test) no overall correlation was found between communities and between communities and environmental and functional variable. Redundancy analyses on individual variables showed that earthworm and enchytraeid communities were respectively most correlated to soil depth and to soil carbonate content, while nematode communities were best correlated to soil water content. These relationships however varied in relation to soil age for the three groups, suggesting that the mechanisms shaping communities and their functional role vary over time in urban soils.

Earthworm ecological categories especially the proportion of anecics provided good indication on soil functioning such as organic matter integration in the soil. The proportion of enchytraeid r strategists and the nematode structure index (SI) were correlated to soil stability.

Knowledge about the ecology of soil organisms is necessary to adapt bioindication tools in the context of urban ecosystems. The contrasted community patterns and functional roles of earthworms, enchytraeids and nematodes suggest that they represent potential complementary indicator of soil quality and functioning in perturbed urban soils. Further data on more contrasted soil use and types, micro-climate or management in urban contexts are needed to develop and implement usable bioindication tools.

Keywords. Urban soils, earthworms, enchytraeids, nematodes, community ecology, biodiversity

Introduction

At different spatial and temporal scales, earthworms, enchytraeids and nematodes are key actors of soil processes (EAA, 1999). They contribute significantly to organic matter decomposition (Didden *et al.*, 1997), nutrient cycling (Edwards & Bohlen, 1996; Villenave *et al.*, 2004; Milleret *et al.*, 2009), soil formation (Topoliantz *et al.*, 2000; Shipitalo & Le Bayon, 2004; Bullinger-Weber *et al.*, 2012), stimulation of plant growth and regulation of microbial biomass (Bongers & Ferris, 1999; Lavelle & Spain, 2001; Jouquet *et al.*, 2006). Earthworms, enchytraeids and nematodes differ in size, functional role and sensitivity to environmental conditions. The patterns of diversity and community structure of these three groups may not necessarily coincide and they may thus provide complementary information on soil quality and functioning. However earthworms, enchytraeids and nematodes have rarely been studied together (Räty & Huhta, 2003; Tao *et al.*, 2011; Postma-Blaauw *et al.*, 2012) and no reference was found in urban ecosystems. It is, for example, particularly unclear if earthworm communities, which seems to affect enchytraeid and nematode communities in a forest soil under controlled conditions (Tao *et al.*, 2011) have the same effect on these two groups in urban soils.

As soil ecosystem engineers (Jones *et al.*, 1994; Lavelle *et al.*, 2006), earthworms modify environmental conditions for other organisms through their bioturbation activity. They are responsible for creating and maintaining the structure of soil by the formation of pore networks and bio-structures, and aggregation or particle transport (Shipitalo & Le Bayon, 2004; Bullinger-Weber *et*

al., 2007). Their relatively large size, limited velocity in soil and slow (re)colonisation potential are features that make earthworms easy to capture and sort and render them attractive as bioindicators (Edwards & Bohlen, 1996; Paoletti, 1999; Lavelle *et al.*, 2006). Enchytraeids are commonly found in almost all soil types (Didden *et al.*, 1997). They are one of the most abundant groups of soil mesofauna in many temperate soils (Edwards & Bohlen, 1996; Cole *et al.*, 2002) (10^3 - 10^5 ind.m⁻² in organic soil layers). Enchytraeids contribute significantly to litter fragmentation and organic matter decomposition. They are also efficient at aerating the soil in the top centimeters (Didden *et al.*, 1997; Cole *et al.*, 2002). Enchytraeids are considered as valuable bioindicators of soil ecological conditions and topsoil functioning in natural settings (Graefe & Schmelz, 1999; Koutika *et al.*, 2001; Cole *et al.*, 2002). Nematodes live in most terrestrial habitats that provide available organic carbon sources (Bongers & Ferris, 1999). They belong to the microfauna (typically < 1 mm in length) and densities often reach millions of individuals per m⁻² (Gobat *et al.*, 2004). Nematodes are key component of soil food webs due to their various feeding habits (e.g. feeding on bacteria, fungi, plant roots) and because they are food resources for many others (Bongers & Ferris, 1999; Ferris *et al.*, 2001). Nematodes play different roles in the soil especially nutrient cycling (Villenave *et al.*, 2004; Ferris & Bongers, 2006). Their community composition and life history indices can be used as good indicator of environmental disturbance (Bongers & Ferris, 1999; Liu *et al.* 2012).

Existing knowledge on soil organisms is mostly based on the study of agricultural or forest soils and much less is known about the ecology of soil organisms in urban areas (Glasstetter, 2012; Rumble & Gange, 2013). Urban soils support mainly parks and gardens and thus contribute the well being of city dwellers. They are strongly influenced by human activities, are often very degraded, but are nevertheless highly diverse (De Kimpe & Morel, 2000). Urban soils are mainly characterized by high degrees of mixing, sealing, compaction and contamination (Hazelton & Murphy, 2011). The most affected part is often the topsoil, where most biological activity normally takes place (EAA, 1999; Gobat *et al.*, 2004). Mixing, sealing and compaction reduce infiltration of water and air, organic matter transfers and turnover. The resulting low biological activity can feed back to compaction

particularly in clayed and wet soils, further inhibiting water movement and hindering root penetration (McKinney, 2002; Sikorsky *et al.*, 2013). As a consequence, available habitats for soil organisms are reduced (Pižl & Schlaghamerský, 2007; Roithmer & Pieper, 2009). This affects the whole soil quality and functioning.

While the diversity of above-ground organisms is reasonably well studied in urban areas, much less is known about the soil fauna. The aim of this study was therefore (1) to compare the patterns of earthworm, enchytraeid and nematode diversity, density and community structure, and (2) to assess their relationships with soil age and environmental factors as a first step towards evaluating their potential use as bioindicators of soil quality and functioning in urban settings.

Material and methods

Study site

The study was carried out in and around the city of Neuchâtel, Switzerland (N: 46°59'51; E: 6°55'86). This city has followed a well-documented development over the last millennium (Amossé *et al.*, *in press*). Based on historical documents, a series of eighteen soils ranging from more than two centuries to the 21st century were selected (Table 7 and Amossé *et al.*, *in press*). We first investigated “native” soils close to the city center of Neuchâtel and then explored “man-made” ones in the city and its suburbs.

Soil physicochemical and functional analyses

The topsoil layer (top 8 to 12 cm) of each sites was sampled in 2011 and 2012 and analyzed for pH (H₂O and KCl), water content, soil bulk density (metal core, 5 cm height × 5 cm internal diameter), coarse fraction, particle-size distribution (% clay, % silt, % sand), loss of ignition (%), organic carbon (C_{org}), total nitrogen (N_{tot}), C/N ratio, available phosphorus (P_{bio}), total phosphorus (P_{tot}), carbonate content (CaCO₃) (Carter & Gregorich, 2007). The functional variables were the enzymatic activity (Fluorecein DiAcetate hydrolysis, FDA, Schnurer & Rosswall, 1982), bacterial abundance (CyFlow[®]

Space, Porter & Feig, 1980; Christensen & Poulsen, 1994), ergosterol content (Young, 1995; Larsen *et al.*, 2004) and the soil respiration measured in an acclimatized chamber at 20° C (IRGA – LiCor 8100).

Soil annelids and nematodes

Annelids and nematodes were extracted from plots directly adjacent to the described soil profiles. Earthworms were collected in October 2011 and 2012. Nematodes were collected in October 2012 and samples for enchytraeids were collected in autumn (October 2011 and 2012) and in spring (March 2012 and 2013). For enchytraeids and nematodes, five soil samples were taken for each plot with split soil corers (diameter of 5.5 cm and 4 cm respectively) to 10 cm depth. The samples were transferred to plastic bags in the field and stored at 4 °C. For enchytraeids, samples were divided in two equal parts: one part was used for soil water content measurement (oven-dried 24h at 105°C) and the other part was used for enchytraeid extraction. For nematodes, soil samples were pooled and sieved at 5 mm in order to remove the coarse fraction and roots before nematode extraction.

Nematodes were extracted from 200 g of soil using the Beermann method for 48 h (Brown & Boag, 1988). They were then stored in a mixed solution of triethanolamine and 40% formaldehyde solution. For each site, one hundred nematodes were sampled randomly and identified under a light microscope (x 400, Bongers, 1994). Individuals were identified at genus level except for two families, *Circonematidae* and *Diplogasteridae*. The maturity index (MI_{2-5}), the enrichment index (EI) and the structure index (SI) (Ferris *et al.*, 2001), were calculated from the proportion of each trophic group (Yeates *et al.*, 1993, supplementary material) and the life strategy of each family (Bongers & Bongers, 1998, supplementary material). Enchytraeids were extracted using wet funnels extractors (O'Connor, 1955; Prendergast-Miller *et al.*, 2009). Living individuals were kept in Petri dishes with tap water, counted and identified (Schmelz & Collado, 2010) under a light microscope (x 400). The mean density of each species (ind.m^{-2}) and the proportion of r strategy type (Graefe & Schmelz, 1999, supplementary material) were calculated from both sampling periods. Lumbricidae were sampled using the hot mustard extraction method (Lawrence & Bowers, 2002) in four 0.25 m² surfaces (0.5m

x 0.5m) per plot. In addition, earthworms were collected by hand sorting of one 20 x 20 x 20 cm block from each sampling surface to remove individuals trapped in the root network. Earthworms were stored in a 4% formaldehyde solution. They were identified at the species level (Bouché, 1972; Sims & Gerard, 1999; Blakemore, 2008), counted and weighted individually. Unidentified juveniles were tallied to species level using a pro rata distribution corresponding to adult and sub-adult proportions (Salomé *et al.*, 2011). The species were classified according to three ecological categories (epigeic, endogeic and anecic) as defined by Bouché (1977, supplementary material); intermediate categories such as epi-anecics (*Lumbricus terrestris*) were grouped to the general category that best reflects the behavior of the worm (for *L. terrestris*, anecic instead of epi-anecic).

Numerical analyses

The patterns for each dataset were explored using principal component analyses (PCA) with the passive projection of environmental and functional variables from the first fourth PCA axes (explained variance > 45%). Patterns of univariate metrics of soil faunal groups (density, species richness, Simpson diversity index and Pielou's evenness and functional indices) and community structure and their correlation with environmental variables (soil age, physicochemical and functional properties of soils) were tested using Pearson or Kendall's coefficient of correlation (respectively for normal and non-normal data).

Relationships between earthworm, enchytraeid and nematode communities, environmental (physical and chemical) and functional variables were assessed using Mantel tests (Mantel, 1967), for general relationships (and significance) and redundancy analyses (RDA on Hellinger-transformed data, for community data) (Legendre & Gallagher, 2001) to test and quantify the relationships between soil fauna communities and environmental factors and to test correlations with individual variables.

Finally, we assessed using Multiple Factor Analyses (MFA, on Hellinger-transformed data) if the relationships among data sets (i.e. the RV coefficient of the MFAs) varied over the soil age gradient

using a « moving-windows » approach with a window width of six sites (i.e. starting with the six oldest sites and moving towards the six youngest ones; Carlson *et al.*, 2010).

All analyses were carried out with R (R Development Core Team, 2010) using the “vegan” (Oksanen *et al.*, 2010) and “FactoMiner” (Lê *et al.*, 2008) packages and scripts for Simpson diversity index, Pielou’evenness, PCA, RDA and MFA (Borcard *et al.*, 2011).

Results

General physical, chemical and functional characteristics of Neuchâtel urban soils

Three main soil types were described according to human influence on soils intimately related to soil age. The oldest site, REFUFP, was a natural soil (Calcisol) and sites 18thPD, 19thGR, 19thTU and 20thFS were near natural soils (Cambisols). Others soils were strongly modified by human activities and were described as Anthrosols (19thJA, 19thTC, 20thER, 1930VL, 1933PL, 1963WS, 1995RP, 2005RU, 2005PB, 2010PR, 2010VM) or Technosols (1970JR and 1995HR) (IUSS working group, 2006, see more details in Amossé *et al.*, *in press*). Soil characteristics of topsoils were most contrasted for CaCO₃, clay, phosphorous, and fungal biomass as assessed by ergosterol content (Table 7). Soil age was associated to clay content and the soil respiration (see PCA, Figure 16a) but opposed to sand content and the proportion of coarse fraction.

Earthworm, enchytraeid and nematode density, diversity and functional metrics

We identified 16 earthworm species (average =4.9/sample), 34 enchytraeid species (average =9.2/sample) and 49 nematode genera (average =15.8/sample) in the 18 sites (Supplementary table 1-3). Density, diversity and functional metrics are given in Table 8.

Table 7 : Soil age, physicochemical and functional characteristics of the topsoils of urban soils from Neuchâtel, Switzerland.

Site code	Soil age	Coarse fraction	Clay	Silt	Sand	Loss on ignition	pH	pH	CaCO ₃	CEC §	Ptot	Pbio	Corg	Ntot	C/N	Depth	Bulk density	Water content	FDA °	Respiration	Bacterial density	Ergosterol
	[years]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	KCl	H ₂ O	[%]	[cmolc.kg ⁻¹]	[%]	[%]	[%]	[%]		[cm]	[g.cm ⁻³]	[%]	[ug.g ⁻¹ .h ⁻¹]	[μmol.m ⁻² .s ⁻¹]	nb.g ⁻¹ of soil	[μg.g ⁻¹]
REFUFP	> 250	3.2	49.5	31.8	18.7	16.5	6.8	7.4	0.3	38.5	0.74	0.031	7.6	0.56	13.6	40	0.33	10.4	114	2.50	1.42E+08	1.57
18thPD	250	10.5	21.6	26.6	51.3	8.4	7.2	7.8	23.7	19.4	1.65	0.051	3.6	0.36	9.9	61	0.62	8.4	107	0.57	1.03E+08	0.67
19thGR	200	14.4	5.6	51.0	43.4	8.8	7.2	8.0	28.8	27.3	1.83	0.073	4.1	0.38	10.8	60	0.49	7.2	119	0.44	7.96E+07	0.41
19thJA	148	14.4	19.4	32.4	48.2	7.7	7.3	7.8	24.2	15.2	1.64	0.084	3.7	0.32	11.6	45	0.59	6.9	128	0.51	1.23E+08	0.91
19thTU	143	14.0	35.2	27.4	37.4	7.2	7.2	7.9	26.5	19.5	0.87	0.013	3.7	0.34	11.1	60	0.81	5.9	31	0.46	1.55E+08	1.67
19thTC	140	50.0	2.3	40.2	57.6	6.9	7.3	8.0	29.5	17.1	0.88	0.048	4.1	0.24	16.8	60	0.90	3.8	97	0.24	1.31E+08	3.25
20thFS	107	18.0	40.3	27.0	32.6	15.0	7.2	7.6	20.1	36.8	0.55	0.019	9.7	0.56	17.2	57	0.45	8.3	137	1.29	1.41E+08	3.44
20thER	100	20.4	18.1	39.7	42.2	11.0	7.2	7.9	15.0	27.5	0.87	0.014	6.0	0.48	12.6	42	0.77	7.6	151	0.49	1.09E+08	1.66
1930VL	83	20.8	38.7	26.3	35.0	13.4	7.6	7.2	34.7	26.2	0.84	0.138	5.8	0.44	13.3	46	0.30	8.3	120	0.86	1.66E+08	0.70
1933PL	80	25.0	22.6	39.0	38.4	8.7	7.2	7.9	34.5	19.3	1.09	0.032	4.1	0.31	13.4	40	0.68	4.0	116	0.44	1.72E+08	1.96
1963WS	59	27.0	41.2	24.8	34.0	9.1	7.7	7.1	22.0	21.0	0.92	0.032	4.7	0.42	11.3	48	0.55	5.7	117	0.58	2.59E+08	0.07
1970JR	43	12.5	7.2	50.6	42.2	17.4	6.8	7.6	15.2	34.4	17.3	0.493	9.2	0.88	10.6	45	0.75	8.1	181	0.53	9.98E+07	2.16
1995RP	18	28.7	20.7	34.6	44.6	25.4	5.9	6.1	14.1	13.3	0.87	0.130	2.2	0.44	13.2	47	0.73	11.7	81	1.22	1.55E+08	0.84
1995HR	18	21.1	16.2	32.1	51.7	13.9	7.1	7.7	34.6	24.4	1.54	0.173	8.0	0.74	10.7	40	0.43	7.4	172	0.59	8.63E+07	1.06
2005RU	8	25.2	26.3	17.0	56.7	6.1	7.7	7.3	34.0	14.8	1.06	0.094	4.6	0.29	16.2	60	0.80	7.1	88	0.35	1.16E+08	0.13
2005PB	8	20.5	17.0	28.0	55.1	4.5	7.6	7.3	16.5	11.1	0.61	0.031	1.7	0.22	7.7	40	0.81	7.7	69	0.47	1.06E+08	0.69
2010PR	3	45.4	12.0	28.0	59.9	14.7	7.4	8.0	31.2	25.3	1.17	0.120	8.2	0.40	20.6	35	0.30	9.8	180	0.77	9.14E+07	0.14
2010VM	3	22.7	19.6	31.7	48.7	5.4	7.9	7.3	4.2	13.4	0.47	0.015	2.6	0.21	12.0	45	0.90	5.6	102	0.24	1.77E+08	0.57
Min	3	3.2	2.3	17	18.7	4.5	5.9	6.1	0.3	11.1	0.47	0.013	1.7	0.21	7.7	35	0.3	3.8	30.9	0.24	7.96E+07	0.07
Average	83	21.9	23.0	32.7	44.3	11.1	7.2	7.6	22.7	22.5	1.94	0.088	5.2	0.42	12.9	48.4	0.6	7.4	117.2	0.70	1.34E+08	1.22
Max	250	50	49.5	51	59.9	25.4	7.9	8	34.7	38.5	17.3	0.493	9.7	0.88	20.6	61	0.9	11.7	180.7	2.50	2.59E+08	3.44
Max/Min	83.3	15.6	21.5	3.0	3.2	5.6	1.3	1.3	115.7	3.5	36.8	37.9	5.7	4.2	2.7	1.7	3.0	3.1	5.8	10.4	3.3	49.1

§ CEC: Cation Exchange Capacity

° FDA: Fluorecein DiAcetate hydrolysis

Table 8 : Annelid density, annelid and nematode diversity metrics and community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland.

Site	Earthworms							Enchytraeids					Nematodes					
	Density (ind.m ⁻²)	Species richness	Simpson diversity	Evenness	Epigeic (%)	Endogeic (%)	Anecic (%)	Density (ind.m ⁻²)	Species richness	Simpson diversity	Evenness	r-strategists (%)	Species richness	Simpson diversity	Evenness	MI ₂₋₅	EI	SI
REFUFP	553	6	1.98	0.59	20.8	74.5	4.7	19877	15	6.53	0.78	14	18	4.0	0.7	1.4	95.9	93.5
18thPD	425	7	3.83	0.77	32.0	65.6	2.4	20296	13	6.43	0.82	26	14	8.7	0.9	1.4	86.3	87.9
19thGR	205	6	4.14	0.88	0.0	36.1	63.9	38322	9	6.27	0.89	31	18	5.8	0.8	1.1	86.9	91.3
19thJA	82	4	3.13	0.86	0.0	23.2	76.8	11707	8	3.59	0.89	32	21	11.3	0.9	1.5	50.0	86.6
19thTU	39	4	1.33	0.39	0.0	10.3	89.7	4632	5	2.75	0.77	82	22	13.1	0.9	1.3	70.7	87.9
19thTC	203	4	2.17	0.70	0.0	34.0	66.0	10463	14	6.45	0.85	15	18	8.3	0.9	1.2	92.9	96.2
20thFS	108	7	5.68	0.93	53.7	15.7	30.6	25941	13	4.64	0.74	48	14	2.8	0.6	0.6	99.0	94.3
20thER	420	4	1.95	0.62	0.0	87.6	12.4	6317	6	3.63	0.82	28	12	5.4	0.8	0.7	95.9	91.5
1930VL	27	2	1.90	0.96	0.0	0.0	100.0	49018	10	2.80	0.57	48	15	5.6	0.8	1.0	98.0	96.6
1933PL	73	2	1.03	0.12	0.0	98.6	1.4	2694	4	2.20	0.69	11	15	5.3	0.8	0.6	59.2	51.2
1963WS	114	5	1.75	0.54	4.4	71.1	24.6	50366	12	4.81	0.76	43	20	11.0	0.9	1.4	75.7	91.7
1970JR	165	3	2.14	0.83	0.0	78.2	21.8	6064	7	5.45	0.90	40	13	4.4	0.7	0.5	95.8	80.8
1995RP	163	7	1.98	0.58	12.3	79.1	8.6	39417	11	4.09	0.71	62	12	5.1	0.8	1.3	83.2	68.6
1995HR	325	6	3.65	0.80	0.0	59.7	40.3	20046	7	1.28	0.27	67	12	5.9	0.8	1.9	75.7	70.8
2005RU	265	5	2.16	0.65	4.2	27.9	67.9	3959	5	2.32	0.70	26	12	4.4	0.8	1.0	90.6	77.6
2005PB	284	6	3.89	0.83	6.3	44.7	48.9	24930	11	5.58	0.80	40	18	7.4	0.8	0.9	91.1	84.7
2010PR	281	4	1.32	0.32	0.0	98.9	1.1	10949	9	5.81	0.88	49	16	5.6	0.8	1.0	83.2	65.4
2010VM	221	7	3.27	0.74	67.4	27.1	5.4	17351	7	1.71	0.49	86	15	5.5	0.8	1.6	91.6	88.7
Min	27	2	1.03	0.12	0.0	0.0	1.1	2694	4	1.28	0.27	11	12	2.8	0.6	0.5	50.0	51.2
Average	220	4.9	2.63	0.67	11.2	51.8	37.0	20131	9.2	4.24	0.74	42	15.8	6.6	0.8	1.1	84.5	83.6
Max	553	7	5.68	0.96	67.4	98.9	100.0	50366	15	6.53	0.90	86	22	13.1	0.9	1.9	99.0	96.6
Max/Min	20.5	3.50	5.49	7.95	n.a.	n.a.	90.9	18.7	3.75	5.11	3.31	7.82	1.83	4.64	1.48	4.00	1.98	1.89

Earthworm and enchytraeid density both varied ca. 20x between the lowest and highest densities, but for each group density and species richness did not correlate except for enchytraeids (Supplementary Table 4).

For earthworms, we identified strong relationships between species according to their ecological category (Figure 16b). For example, the anecic species *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea longa* were combined and opposed to epigeic species such as *Lumbricus castaneus*, *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena octaedra* (pioneer species). The endogeics, *Allobophora chlorotica* and *Aporrectodea rosea* were the two dominant species recorded in urban soils.

For enchytraeids, *Buchholzzia appendiculata* (r strategist species) was the dominant species found especially in most of youngest sites (Figure 16c). *Fredericia* and *Achaeta* species were mostly opposed to *B. appendiculata*.

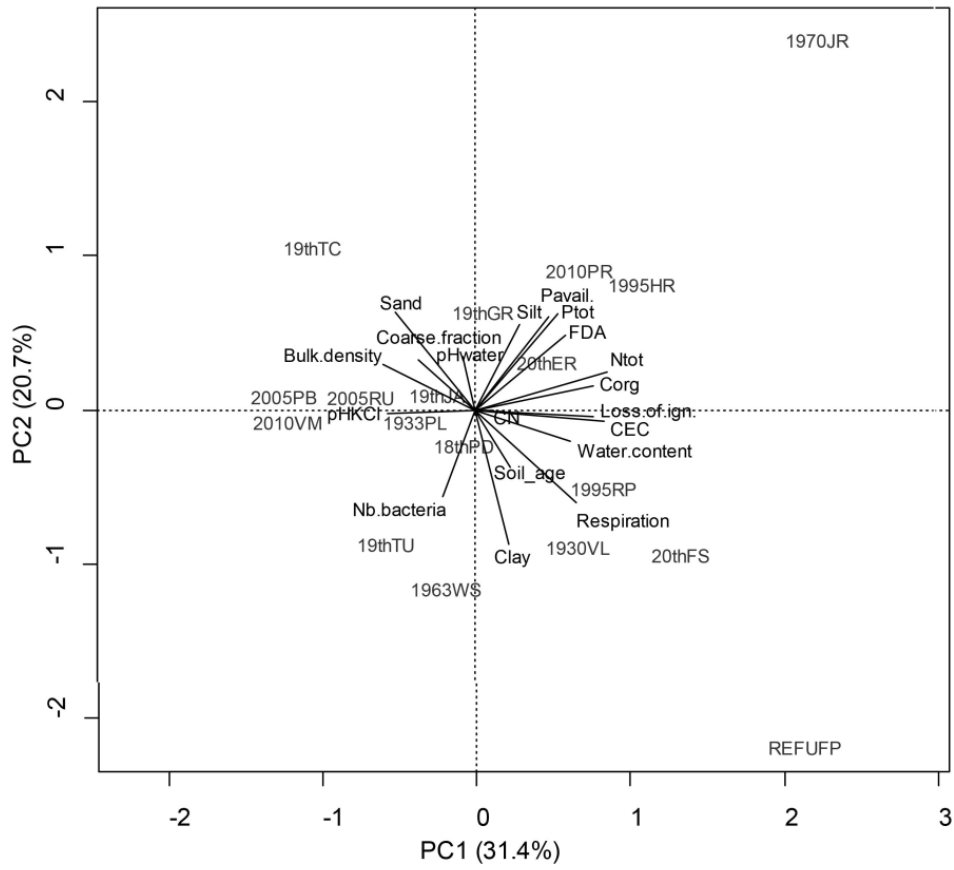
For nematodes, *Rhabditis* (bacteria feeder with a short life cycle and high reproduction rate) was also the dominant genus with higher proportions found in most of youngest sites (Figure 16d). Few genera were strongly opposed to *Rhabditis* such as the genus *Aporcelaimellus* (carnivore with a long life cycle and low reproduction rate).

Relationships between univariate metrics of soil fauna groups and environmental and functional variables

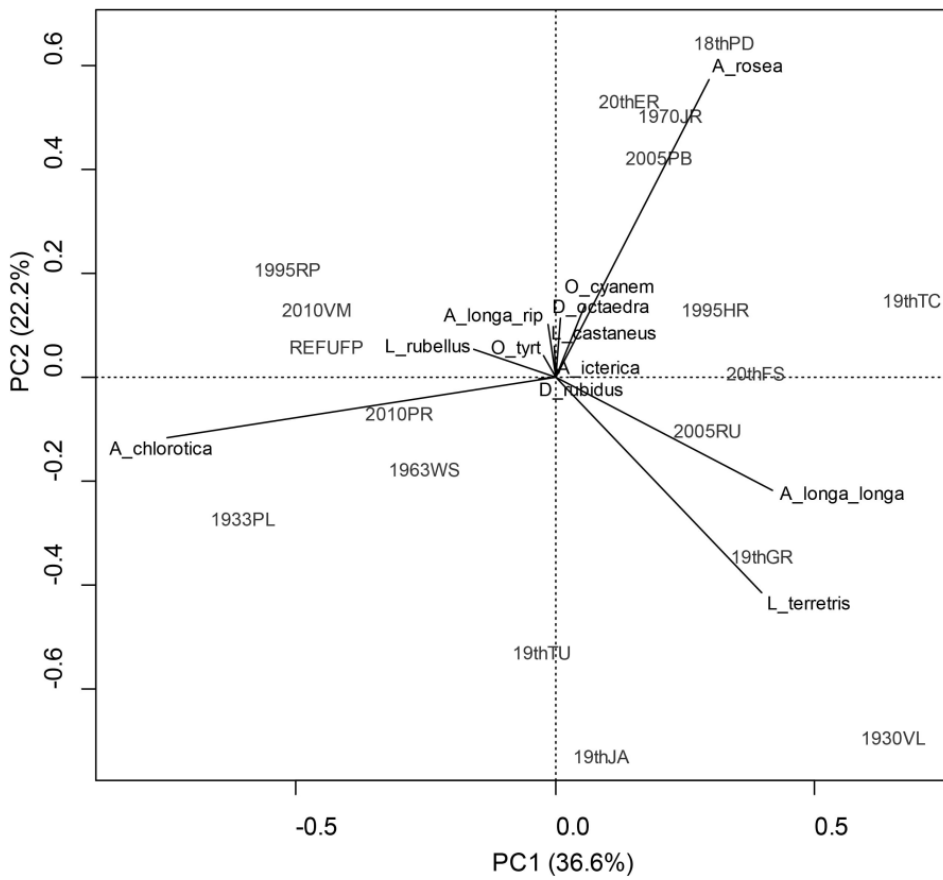
Relationships between univariate metrics of soil fauna groups and environmental and functional variables are presented in Supplementary Tables 5-7.

Earthworm evenness was positively correlated to water content (Supplementary Table 5). Enchytraeid Simpson diversity was negatively correlated to coarse fraction, soil carbonate content and C/N ratio and enchytraeid evenness was negatively correlated to carbonate content and C/N ratio (Supplementary Table 6). Nematode Simpson diversity was negatively correlated to soil water content, loss on ignition and C/N ratio and nematode evenness was negatively correlated to cation exchange capacity and organic carbon content (Supplementary Table 7).

a) Soil age, physicochemical and functional variables



b) Earthworms



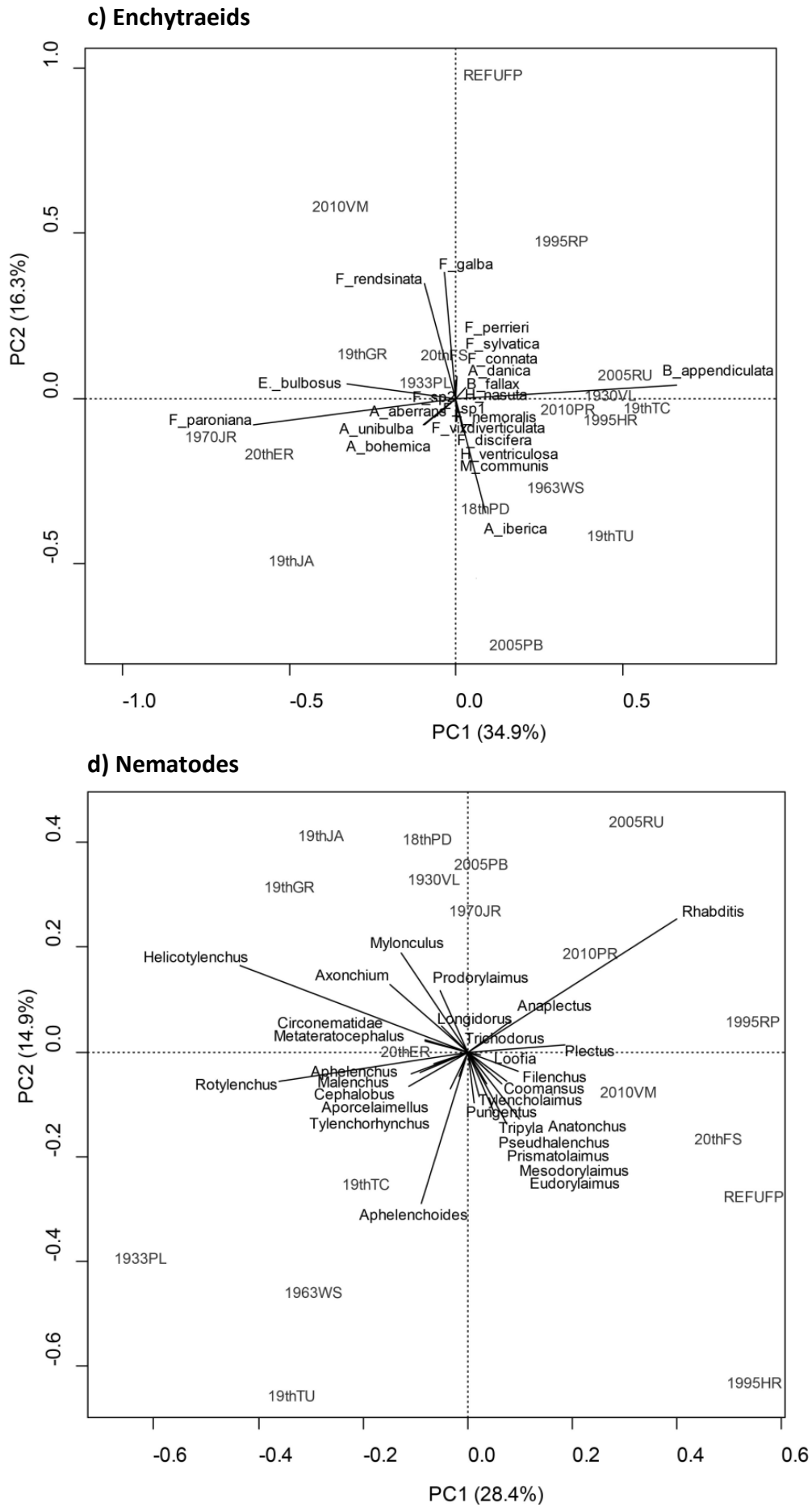


Figure 16: Principal component analyses of soil age, environmental and functional variables (a), and earthworm (b), enchytraeid (c) and nematode (d) communities from urban soils in Neuchâtel, Switzerland.

The proportion of epigeic earthworm species was positively correlated to soil water content and to soil respiration. The proportion of endogeics was negatively correlated to carbonate content. The proportion of anecics was positively correlated to carbonate and organic carbon contents (Supplementary Table 5). The proportion of enchytraeid r strategists was negatively correlated to soil age and positively to the coarse fraction and sand content (Supplementary Table 6). The nematode enrichment index (EI) was positively correlated to soil water content, cation exchange capacity and soil respiration while the structure index (SI) was positively correlated to soil age and cation exchange capacity and negatively correlated to soil bulk density (Supplementary Table 7).

Community patterns and community-environment relationships

No globally significant relationship was found between soil fauna communities or between communities and environmental or functional variables (Supplementary Table 8). Furthermore, RDAs on single environmental variables revealed three significant correlations, between earthworms and soil depth, between enchytraeids and calcium carbonate content, and between nematodes and soil water content (Table 9).

Correlations between earthworms and enchytraeid communities were overall low and the RV coefficient of the moving window MFA only exceeded 0.5 for one step (nr 3, Figure 17). Correlations between earthworms and nematodes and between enchytraeids and nematodes were overall higher but also variable and both peaked in the oldest and to a youngest sites (in the latter case clearly due to the influence of a single site 2010VM).

Correlations between each soil group and environmental (physical and chemical) and functional variables varied along the soil age gradient (Figure 18). No clear relationship was observed between nematode community and physical variables with RV coefficient values below 0.5 except for the oldest (nr1, sites 1-6) and the youngest sites (nr 13, sites 13-18). However, two peaks were observed between physical variables enchytraeid and earthworm communities respectively from step 6 to 9 and from step 10 to 11. Correlations of earthworm communities with the chemical and functional

variables tended to decrease with the soil age gradient except for the youngest site (nr 13, 2010VM) with chemical variables. By contrast, RV coefficient calculated from enchytraeid community, chemical and functional variables tended to increase with soil age gradient. For nematodes, a similar trend was observed with chemical variables but not for the functional variables.

Table 9 : Correlations between earthworm, enchytraeid, and namatode community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland, and soil age, physicochemical and functional variables as assessed by redundancy analyses.

Variable	Earthworms		Enchytraeids		Nematodes	
	R ² adj	p-value	R ² adj	p-value	R ² adj	p-value
Environnemental variables						
<i>Soil age</i>	-0.011	0.630	0.008	0.330	-0.026	0.790
<i>Physical variables</i>						
Depth	0.059	0.041	0.018	0.170	0.024	0.200
Bulk density	0.036	0.160	-0.013	0.700	0.004	0.250
Water content	0.026	0.140	0.000	0.380	0.159	0.005
Coarse fraction	-0.009	0.500	0.036	0.085	-0.039	0.910
Clay	-0.014	0.620	0.000	0.420	-0.007	0.500
Silt	-0.024	0.840	0.033	0.140	0.009	0.340
Sand	-0.021	0.710	-0.015	0.760	-0.021	0.650
<i>Chemical variables</i>						
pH KCl	-0.021	0.770	-0.009	0.620	-0.028	0.760
pH H ₂ O	-0.006	0.560	-0.010	0.600	0.050	0.110
CaCO ₃	0.047	0.071	0.053	0.025	0.010	0.300
CEC	-0.014	0.700	-0.024	0.860	0.032	0.160
Ptot	-0.022	0.750	0.018	0.200	-0.022	0.740
Pbio	0.027	0.820	-0.010	0.650	0.003	0.330
Loss on ignition	-0.014	0.550	0.007	0.340	0.110	0.053
Corg	0.940	0.470	-0.017	0.790	0.052	0.130
Ntot	-0.010	0.520	-0.023	0.890	0.008	0.270
C/N	0.019	0.260	0.004	0.280	0.009	0.220
Functional variables						
Enzymatic activity (FDA)	-0.006	0.520	0.039	0.052	0.002	0.460
Respiration	0.003	0.440	-0.003	0.410	0.068	0.082
Bacterial density	0.030	0.125	0.003	0.370	-0.009	0.460
Ergosterol (fungal biomass)	0.012	0.260	-0.036	0.980	0.064	0.061

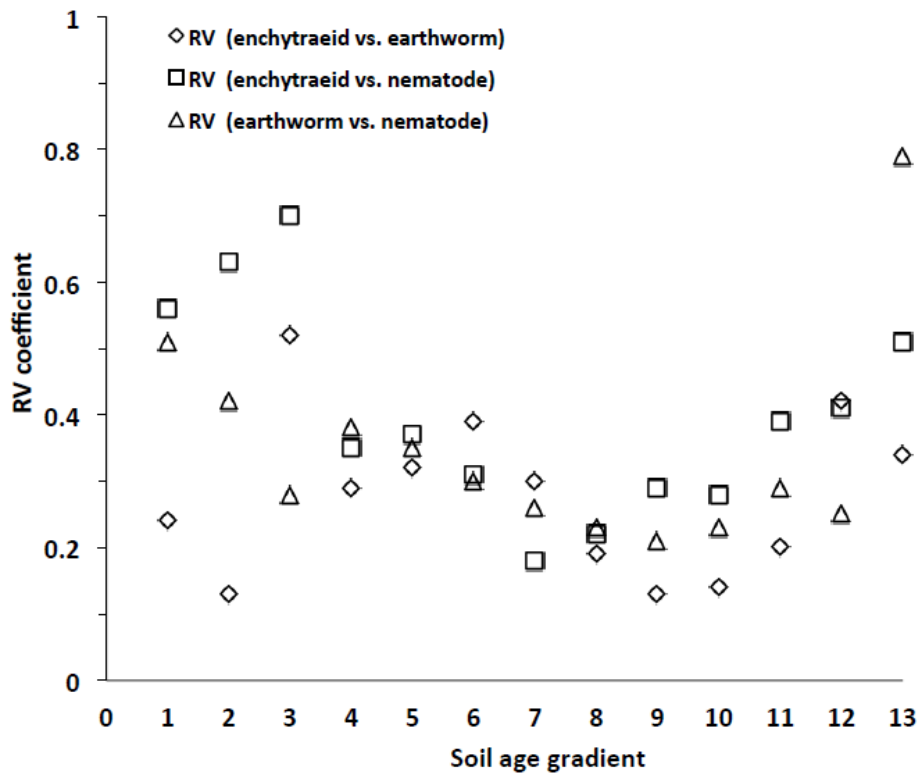


Figure 17: Moving window analysis of correlations (RV scores from Multiple Factor Analyses) between enchytraeid, earthworm and nematode communities in 18 urban soils in Neuchâtel, Switzerland, according to soil age (window width = 6 sites; 1 = oldest sites).

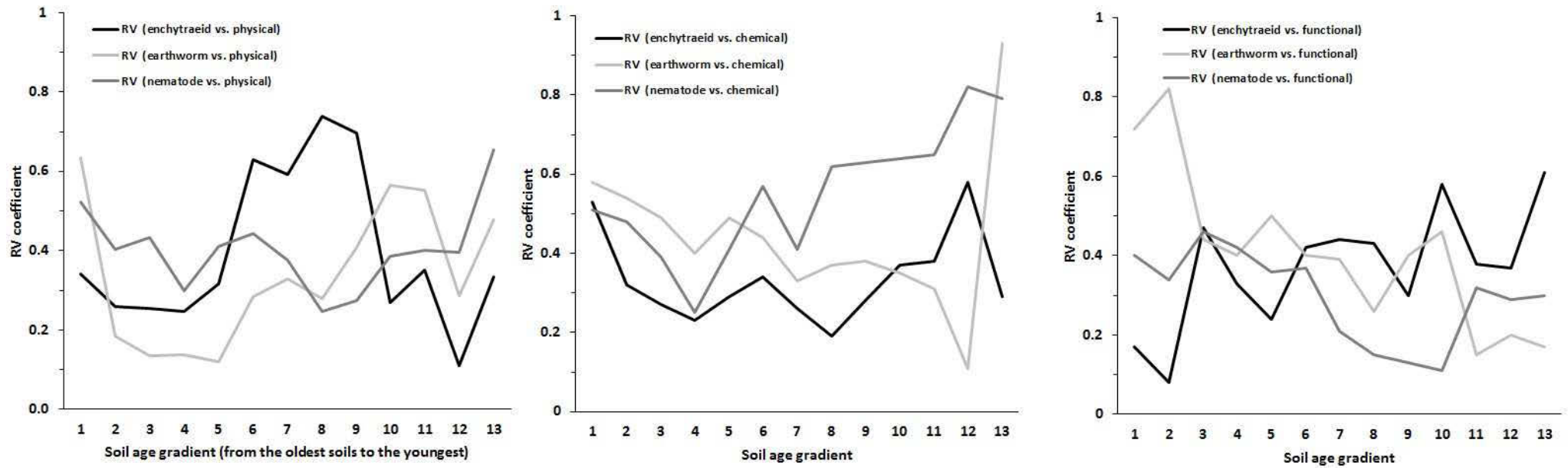


Figure 18 : Moving window analysis of correlations (RV scores from Multiple Factor Analyses) between soil physical, chemical and functional variables, enchytraeid, earthworm and nematode communities from urban soils in Neuchâtel, Switzerland, according to soil age (window width = 6 sites; 1 = oldest sites).

Discussion

Urban soils and soil fauna communities

Soil invertebrates are generally considered as useful tools to estimate the degree to which soil have been affected by human activities (Andres & Mateos, 2006; Griffiths & Philippot, 2013) but remains poorly explored. The study of the community structure as well as their relation to environmental and functional factors remains highly useful in order to assess urban soil quality and functioning (Hodkinson & Jackson, 2005; Griffiths & Philippot, 2013). The study of relationships among earthworm, enchytraeid and nematode communities, soil age, physic-chemical characteristics and ecosystem functions is necessary in order to better assess urban soil quality. Our results showed that earthworm and enchytraeid communities were respectively most correlated to soil depth and to soil carbonate content, while nematodes communities were best correlated to soil water content. In natural or semi-natural ecosystems, similar results were observed for the selected groups showing that soil setting and soil disturbance may affect similarly soil fauna communities in the urban context. In alluvial soils, Salomé *et al.* (2011) and Fournier *et al.* (2012) reported that earthworm community was intimately related to soil depth mainly explain by the low aptitude of anecics to live in shallow soils (Bouché, 1972, 1977; Salomé *et al.*, 2011). For enchytraeids, similar relationship between soil carbonate content and soil fauna community was observed in forest soils following soil liming (Räty & Huhta, 2003). This trend can be mainly explained by the rapid cementation of carbonate with the organic matter (Fierz *et al.*, 1995) which probably limits available food for soil fauna species. Finally, few studies reported strong influence of soil water content on nematode community composition in agrosystems (Yeates & Bongers, 1999; Ruan *et al.*, 2012). In grasslands of the Inner Mongolian steppe, Ruan *et al.* (2012) reported that water addition increased the proportion of plant parasites, reduced the proportion of bacterivores and omnivores-predators. They also showed that the grazing history explained more variation in nematode genera richness, MI₂₋₅ and Simpson diversity index.

For earthworms, enchytraeids and nematodes, the fitness of soil fauna species to specific soil disturbance or new soil conditions explains mainly similarities between urban, natural or semi-natural soils. However, differences were also observed for these three groups between urban, natural and agro-ecosystems showing that urban soil characteristics can differ from other soils. Few studies showed that in natural or agro-ecosystems, annelid (earthworm and enchytraeids) density, diversity and community structure were often correlated to soil texture and organic matter content (Lapied *et al.*, 2009, Salomé *et al.*, 2011; Wall *et al.*, 2012; Huerta *et al.*, 2013; Römbke *et al.*, 2013). Ugarte *et al.* (2013) also reported that the Structure Index (SI) for nematodes was more associated to organic matter content than soil history in cropping systems.

Annelid and nematode communities' relationships and their functional roles

In general, soil fauna diversity would lead, on average, to greater functional diversity, resilience and soil stability (Ives *et al.*, 1999; Wardle, 2002). Applying this proposal in the urban context, higher functional diversity can be expected in oldest soils in which higher species richness and diversity metrics were observed. However, if soil age seems to be good approach (Smetak *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2013), little is known about soil fauna species, their interactions at different trophic levels and their resulting effects on soil functions (Bengtsson, 1998). For example, several studies reported effects of earthworms on enchytraeid and nematode communities (Räty & Huhta, 2003; Tao *et al.*, 2011) in forest soils but no significant correlation was found in urban soils showing that these three groups not coincide and can play contrasted roles in the soil. Moreover, the study of their relationships with environmental and functional variables in relation to soil age varied for the three groups, suggesting that the mechanisms shaping communities and their functional role vary over time in urban soils.

As burrowing organisms, earthworms are the main actors of soil aggregation and soil organic matter integration (Edwards & Bohlen, 1996; Lavelle & Spain, 2001). In this study, earthworm ecological categories especially the proportion of anecics provided good indication on soil functioning such as

organic matter integration in the soil. For example, food resources such as compost for the youngest soils (1995HR, 1995RP and 2010PR) are often key driver of soil functioning through soil fauna stimulation. However, if high biological activity favored species aiding in litter comminution and early decomposition (Edwards & Bohlen, 1996; Lavelle & Spain, 2001), it remains not sure about the soil resilience and functioning due to high proportion of pioneer species such as epigeic species (Bouché, 1972, 1977) (Supplementary Table 1). In these soils, the lack of anecic can reduced soil functionality due to the lower rate of organic matter integration in the soil.

Through their high densities, enchytraeids are efficient decomposers of organic matter in the topsoil (Koutika *et al.*, 2001). Their life strategy such as the proportion of r strategists (especially the fragmenting species *Buchholzia appendiculata*) (Graefe & Schmelz, 1999) seems to be a good indicator of soil stability in urban soils (Chalupský & Lepš, 1985; Schlaghamerský & Pižl, 2009). Schlaghamerský & Pižl (2009) also reported higher percentage of *Buchholzia spp.* and *Enchytraeus spp.* (mostly r strategy species) in highly perturbed urban soils. Similarly, the nematode structure index (SI) which indicates food web complexity seems to be a good indicator of soil maturation. Relationships between nematode community and chemical variables in relation to soil age also highlighted their important role on nutrient cycling in urban soils.

Due to their contrasted community patterns and functional roles, earthworms, enchytraeids and nematodes represent potential complementary indicator of soil quality and functioning in perturbed urban soils. Nevertheless, knowledge about the ecology of soil organisms and bioindicating tools for assessing soil quality are still being developed (Luck *et al.*, 2009; Salamun *et al.*, 2012; Blouin *et al.*, 2013) and especially in the context of urban ecosystems. Further data are needed in urban soils through the investigation of more study sites with contrasted soil use and types, micro-climate or management in order to develop and implement usable bioindication tools in urban contexts.

Conclusion

Despite the lack of knowledge on soil fauna in urban soils, the comparative patterns of earthworm, enchytraeid and nematode diversity metrics and community structure and their relationships to soil age and environmental factors helped better understand urban soil characteristics. Our results showed that the selected three groups did not coincide in urban soils and provide complementary information on soil properties (e.g. soil depth), stability (e.g. nematode structure index) and functioning (e.g. organic matter integration). Earthworms, enchytraeids and nematodes are rarely studied together and this study contributes to the development of reliable methods for assessing the quality of urban soils which has been identified as a priority for policy making and urban management in Switzerland. More investigations are needed *in situ* (e.g. site number, environmental setting, micro-climate or management) and under controlled conditions in order to confirm the potential use of these three groups as indicators of urban soil quality.

Acknowledgements

We thank landowners for allowing us to conduct research on their property. We also thank Ulfert Graefe, Michèle Glasstetter and Gérard Cuendet for input on the study design, Lidia Mathys-Paganuzzi, Roxane Kohler and Thibault Goetschi for soil physicochemical analyzes, Radu Alexandru Slobodeanu for his useful help for statistics and many others undergraduate students. This study is a part of the research project "Bioindication in Urban Soils" (BUS), funded by the Swiss Federal Office of the Environment.

References

- Amossé, J., Jelmini, J.-P., Havlicek, E., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C, Gobat, J.-M., *in press*. Mille ans d'extension urbaine à Neuchâtel: évolution des paysages et des sols. Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles, 133: 05-26.
- Andres, P., & Mateos, E., 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatment, *Applied Soil Ecology*, 33: 67-78.
- Bengtsson, J., 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10: 191-199.

- Blakemore, R.J., 2008. An updated list of valid, invalid and synonym names of Criodrioidea (Criodrilidae) and Lumbricoidea (Annelida: Oligochaeta: Sparganophilidae, Ailoscolecidae, Hormogastridae, Lumbricidae, and Lutodrilidae). Yokoama National University. Japan. 80 pp.
- Blouin, M., Sery, N., Cluzeau, D., Brun, J.J., Bedecarrats, A., 2013. Balkanized Research in Ecological Engineering Revealed by a Bibliometric Analysis of Earthworms and Ecosystem Services. *Environmental Management*, 52(2): 309-320.
- Bongers, T., 1994. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *TREE*, 14(6): 224-228. De nematoden van Nederland: een identificatietabel voor de in Nederland aangetroffen zoetwater- en bodembewonende nematoden. Utrecht: Stichting Uitg. KNNV. 408 pp.
- Bongers, T., & Bongers, M., 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, 10: 239-251.
- Bongers, T., & Ferris, H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *TREE*, 14(6): 224-228.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer New York Dordrecht London Heidelberg. ISBN 978-1-4419-7975-9. 319 pp.
- Bouché, M.B., 1972. *Lombriciens de France, Ecologie et Systématique*. INRA Publ., Paris.
- Bouché, M.B., 1977. Stratégies lombriciennes. *Ecological Bulletins* (25), 122-132.
- Brown, D.J.F., & Boag, B., 1988. An examination of methods used to extract virus-vector nematodes (Nematoda: Longidoridae and Trichodoridae) from soil samples. *Nematology Mediterranean*, 16: 93-99.
- Bullinger-Weber, Le Bayon, R.-C., G., Guenat, C., Gobat, J.-M., 2007. Influence of some physicochemical and biological parameters on soil structure formation in alluvial soils. *European Soil Journal of Soil Biology*, 43: 57-70.
- Bullinger-Weber, G., Guenat, C., Salomé, C., Gobat, J.-M., Le Bayon, R.-C., 2012. Impact of flood deposits on earthworm communities in alder forests from a subalpine floodplain (Kandersteg, Switzerland). *European Journal of Soil Biology*, 49: 5-11.
- Carlson, M.L., Flagstad, L.A., Gillet, F., Mitchell, E.A.D., 2010. Community development along proglacial chronosequence: are above-ground and below-ground community structure controlled more by biotic than abiotic factors? *Journal of Ecology*, 98: 1084-1095.
- Carter, M.R., & Gregorich, E.G., 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, Boca Raton.
- Chalupský, J., & Lepš, J., 1985. The spatial pattern of enchytraeid (Oligochaeta). *Oecologia* (Berlin), 68: 153-158.
- Christensen, H., & Poulsen, L.K., 1994. Detection of *Pseudomonas* in soil by rRNA targeted in situ hybridization technique. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 1093-1096.
- Cole, L., Bardgett, R.D., Ineson, P., Hobbs, P.J., 2002. Enchytraeid worm (Oligochaeta) influences on microbial community structure, nutrient dynamics and plant growth in blanket peat subjected to warming. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 83-92.

- De Kimpe, C. R., & Morel, J.L., 2000. "Urban soil management: A growing concern." *Soil Science*, 165(1): 31-40.
- Didden, W.A.M., Fründ, H.C., Graefe, U., 1997. *Fauna in Soil Ecosystem*. Chapter 5: Enchytraeids. Edited by Gero Benckiser. Marcel Dekker, Inc. New York. ISBN-10: 0824797868. 400 pp.
- Edwards, C.A., & Bohlen, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London, 426 pp.
- Environment Agency Austria (EAA), 1999. *Environment in the European Union at the Turn of the Century*. Study contracted by the European Commission, DGEnvironment.
- Ferris, H., Bongers, T., de Goede, R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* (18): 13-29.
- Ferris, H., & Bongers, T., 2006. Nematode Indicators of Organic Enrichment. *Journal of Nematology*, 38 (1): 3-12.
- Fierz, M., Gobat, J.-M., Guenat, C., 1995. Quantification et caractérisation de la matière organique des sols alluviaux au cours de l'évolution de la végétation. *Elsevier/INRA. Ann Sci For*, 52: 547-559. .
- Fournier, B., Samaritani, E., Shrestha, J., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C., 2012. Patterns of earthworm communities and species traits in relation to the perturbation gradient of a restored floodplain. *Applied Soil Ecology*, 59: 87-95.
- Glasstetter, M., 2012. Earthworm diversity in urban habitats of Basel (Northwestern Switzerland) (Oligochaeta: Lumbricidae). *Zoology in the Middle East*, 4: 95-102.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., Matthey, W., 2004. *The Living Soil. Fundamentals of Soil Science and Soil Biology*. Science Publishers, Enfield. 602 pp.
- Graefe, U., & Schmelz, R., 1999. Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *News Enchytraeidae*, 6: 59-68.
- Griffiths, B.S., & Philippot, L., 2013. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. Blackwell Publishing Ltd., *FEMS Microbiol Rev*, 37:112-129.
- Hazelton, P., & Murphy, B., 2011. *From Understanding Soils in Urban Environments*. Publisher: CSIRO Publishing, Paperback, ISBN: 9780643091740. 160 pp.
- Hodkinson, I.D., & Jackson, J.K., 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5): 649-666.
- Huerta, E., Brunet, D., Velazquez, E., Lavelle, P., 2013. Identifying earthworm's organic matter signatures by near infrared spectroscopy in different land-use systems in Tabasco, Mexico. *Applied Soil Ecology*, 69(S1): 49-55.
- Ives, A.R., Gross, K., Klug, J.L., 1999. Stability and variability in competitive communities. *Science* 286: 542-544.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers, *Oikos*, 69: 373-386.
- Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlof, J., Lavelle, P., Lepage, M., 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* 32, 153 - 164.

- Koutika, L. S., Didden, W. A. M., Marinissen, J.C.Y., 2001. Soil organic matter distribution as influenced by enchytraeid and earthworm activity. *Biology and Fertility of Soils*, 33(4): 294-300.
- Lapied, E., Nahmani, J., Rousseau, G.X., 2009. Influence of texture and amendments on soil properties and earthworm communities. *Applied Soil Ecology*, 43(2-3): 241-249.
- Larsen, T., Axelsen, J., Ravn, H.W., 2004. Simplified and rapid method for extraction of ergosterol from natural samples and detection with quantitative and semi-quantitative methods using thin-layer chromatography. *Journal of Chromatography A*(1026): 301-304.
- Lavelle, P., & Spain, A.V., 2001. *Soil ecology*, Hardbound, 654 pp. ISBN 0792371232. GBP200. 654 pp.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. ICSZ - Soil Animals and Ecosystems Services, Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Biology. *European Journal of Soil Biology*, 42:3-15.
- Lawrence, A. P., & Bowers, M. A., 2002. A test of the 'hot' mustard extraction method of sampling earthworms. *Soil Biology and Biochemistry*, 34:549–552.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMiner: An R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25(1): 1-18.
- Legendre, P., & Gallagher, E.D., 2001. Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. *Oecologia*, 129: 271-280.
- Liu, M., Chen, X., Griffiths, B.S., Huang, Q., Li, H., Hu, F., 2012. Dynamics of nematode assemblages and soil function in adjacent restored and degraded soils following disturbance. *European Journal of Soil Biology*, 49: 37-46.
- Luck, G.W., Harrington, R., Harrison, P.A., Kremen, C., Berry, P.M., Bugter, R., Dawson, T.P., De Bello, F., Diaz, S., Feld, C.K., Haslett, J.R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M., Samways, M.J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M.T., van den Hove, S., Vandewalle, M., Zobel, M., 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *Bioscience*, 59: 223–235.
- Mantel, N., 1967. The detection of disease clustering and generalized regression approach. *Cancer research*, 27: 209-220.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience*, 52(10): 883–890.
- Milleret, R., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.-M., 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil concentration and plant biomass. *Plant Soil*, 316: 1-12.
- O'Connor, F.B., 1955. Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* 175: 815-816.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.G., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2010. *vegan: Community Ecology Package*, R package version 1.17-0 ed.
- Paoletti, 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture ecosystems & environment*, 74(1-3): 137-155.

- Pizl, V., & Schlaghamersky, J., 2007. The impact of pedestrian activity on soil annelids in urban greens. *European Journal of Soil Biology*, 43(1): S68-S71.
- Prendergast-Miller, M., Standen, V., Leith, I.D., Sheppard, L.J., 2009. Response of enchytraeid worm populations to different forms of nitrogen (ammonia, ammonium, and nitrate). *Soil organisms*. ISSN: 1864 – 6417. Volume 81 (2): 145-173.
- Porter, K.G., & Feig, Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology & Oceanography*, 25: 943-948.
- Postma-Blaauw, M.B., de Goede, R.G.M., Bloem, J., Faber, J.H., Brussard, L., 2012. Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 57: 39-49.
- Räty, M., & Huhta, V., 2003. Earthworms and pH affect communities of nematodes and enchytraeids in forest soils. *Biol Fertil Soils*, 38: 52-58.
- Roithmer, O., & Pieper, S., 2009. Influence of Enchytraeidae (*Enchytraeus albidus*) and compaction on nutrient mobilization in an urban soil. *Pedobiologia*, 53: 29-40.
- Römbke, J., Jänch, S., Höfer, H., Horak, F., Ross-Nickoll, M., Russell, D., Toschki, A., 2013. State of knowledge of enchytraeid communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment, *Soil Organisms*, 85(2): 123-146.
- Ruan, W.B., Sang, Y., Chen, Q., Zhu, X., Lin, S., Gao, Y.B., 2012. The Response of Soil Nematode Community to Nitrogen, Water, and Grazing History in the Inner Mongolian Steppe, China. *Ecosystems*, 15(7): 1121-1133.
- Rumble, H., & Gange, A.C., 2013. Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecological engineering*, 57: 197-204.
- Salamun, P., Renco, M., Kucanova, E., Brazova, T., Papajova, I., Milkisova, D., Hanzelova, V., 2012. Nematodes as bioindicators of soil degradation due to heavy metals. *Ecotoxicology*, 21(8): 2319-2330.
- Salomé, C., Guenat, C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Le Bayon, C., 2011. Earthworm communities in alluvial forests: Influence of altitude, vegetation stages and soil parameters. 9th International Symposium on Earthworm Ecology. *Pedobiologia*, 54S: S89– S98.
- Schlaghamerský, J., & Pižl, V., 2009. Enchytraeids and earthworms (Annelida : Clitellata : Enchytraeidae, Lumbricidae) of parks in the city of Brno, Czech Republic. *Soil organisms*. Volume 81 (2) pp. 145-173.
- Schmelz, R.M., & Collado, R., 2010. A Guide to European Terrestrial and Freshwater Species of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Soil Organisms*. Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz. Volume 82(1). 176 pp.
- Schnurer, J., & Rosswall, T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied Environmental Microbiology*. 43: 1256–1261.
- Shipitalo, M.J., & Le Bayon, R.-C., 2004. Quantifying the effects of earthworm on soil aggregation and porosity. In : Edwards, C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*, 2nd Ed, CRC Press LLC, 183-200 pp.

- Sikorski, P., Szumacher, I., Sikorska, D., Kozak, M., Wierzba, M., 2013. Effects of visitor pressure on undestroyed vegetation in Warsaw forested parks (Poland). *Environmental monitoring and assessment*, 185(7): 5823-5836.
- Sims, G.K., & Gerard, B.M., 1999. *Earthworms*. Linnean Society of London, London.
- Smetak, K. M., J. L. Johnson-Maynard, et al., 2007. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2): 161-168.
- Tao, J., Xu, Y., Griffiths, B.S., Hu, F., Chen, X., Jiao, J., Li, H., 2011. Earthworms reduce the abundance of nematodes and enchytraeids in a soil mesocosm experiment despite abundant food resources. *Soil science society of America journal*, 75(5): 1174-1778.
- Topoliantz, S., Ponge, J.-F., Viaux, P., 2000. Earthworm and enchytraeid activity under different arable farming systems, as exemplified by biogenic structures. *Plant and Soil*, 225(1-2): 39-51.
- Ugarte, C.M., Zaborski, E.R., Wander, M.M., 2013. Nematode indicators as integrative measures of soil condition in organic cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 64: 103-113.
- Villenave, C., Ekschmitt, K., Nazaret, S., Bongers, T., 2004. Interactions between nematodes and microbial communities in a tropical soil following manipulation of the soil food web. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(12): 2033-2043.
- Wall, D.H., Bardgett, R.D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J.E., Jones, H.T., Ritz, K., Six, J., Strong, D.R., van der Putten, W.H., 2012. *Soil Ecology and Ecosystems Services*, ISBN 978-0-19-957592-3, 424 pp.
- Wang, X.F., Su, Y.Z., Yang, R., 2010. Characteristics of soil nematode community along an age sequence of sandy desert cultivation in a marginal oasis of middle reaches of Heihe River. *Journal of Applied Ecology*, 21(8): 2125-2131.
- Wardle, D. A., 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton New Jersey, Princeton University Press.
- Yeates, G.W., Bongers, T., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S., 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera – An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 315-331.
- Yeates, G.W., & Bongers, T., 1999. Nematode diversity in agrosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 113-135.
- Young, C., 1995. Microwave-assisted extraction of the fungal metabolite ergosterol and total fatty acids? *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 43: 2904-2910.

Supplementary Table 1. Earthworm density (ind.m-2) per species (Bouché, 1972) and ecological categories (Bouché, 1977) in urban soils of Neuchâtel, Switzerland.

Genus	Species	Authority	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	Ecological category
<i>Dendrodrilus</i>	<i>rubidus</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	epigeic
<i>Bimastos</i>	<i>eiseni</i>	Gerard, 1964	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	epigeic
<i>Lumbricus</i>	<i>rubellus rubellus</i>	Hoffmeister, 1843	89	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	14	0	0	25	0	101	epigeic
<i>Lumbricus</i>	<i>castaneus</i>	Savigny, 1826	26	25	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	epigeic
<i>Dendrobaena</i>	<i>octaedra</i>	Savigny, 1826	0	111	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	0	11	0	0	1	epigeic
<i>Aporrectodea</i>	<i>caliginosa caliginosa</i>	Savigny, 1826	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	endogeic
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum lacteum</i>	Oerley, 1885	0	11	9	0	0	16	0	0	0	0	0	0	13	3	0	0	0	9	endogeic
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum tyrtaeum</i>	Savigny, 1826	26	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	endogeic
<i>Aporrectodea</i>	<i>rosea</i>	Savigny, 1826	35	107	25	0	4	0	21	284	0	0	7	104	21	134	47	148	51	0	endogeic
<i>Allolobophora</i>	<i>chlorotica chlorotica</i>	Savigny, 1826	446	0	25	26	0	53	2	84	0	60	109	25	171	57	59	39	339	51	endogeic
<i>Allolobophora</i>	<i>icterica</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	endogeic
<i>Octolasion</i>	<i>cyaneum</i>	Savigny, 1826	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	endogeic
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa ripicola</i>	Bouché, 1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	11	0	89	0	0	anecic
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa longa</i>	Ude, 1885	23	0	64	31	2	8	13	51	21	0	23	36	0	74	232	107	3	12	anecic
<i>Aporrectodea</i>	<i>nocturna</i>	Evans, 1946	0	0	0	36	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	anecic
<i>Lumbricus</i>	<i>terrestris</i>	Linnaeus, 1758	0	10	67	3	2	126	27	1	13	1	4	0	0	46	10	0	0	0	epi-anecic

Supplementary Table 2. Enchytraeid density (ind.m⁻²) per species (Schmelz & Collado 2010) and r-strategists (Graefe & Schmelz, 1999) in urban soils of Neuchâtel, Switzerland.

Genus	Species	Authority	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	r-strategists	
<i>Achaeta</i>	<i>bohemica</i>	Vejdovsky, 1879b	0	674	674	0	0	1095	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>danica</i>	Nielsen & Christensen, 1959	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>eiseni</i>	Vejdovsky, 1878	3874	2021	4632	4801	0	926	2021	0	1516	0	3201	0	0	0	2442	1263	168	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>iberica</i>	Graefe, 1989	0	168	0	1600	0	253	0	0	0	0	1432	0	0	0	0	3959	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>aberrans</i>	Nielsen & Christensen, 1961	0	0	0	0	0	337	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>unibulba</i>	Graefe, Dozsa-Farkas & Christensen, 2005	0	1600	2190	0	0	842	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Buchholzia</i>	<i>appendiculata</i>	Buchholz, 1962	2527	2274	7201	3285	2527	463	9349	253	18024	84	17519	0	15918	17687	758	1600	926	13139	X	
<i>Enchytraeus</i>	<i>buchholzi</i>	Vejdovsky, 1879	1600	337	590	0	674	421	1937	337	1853	0	1937	926	5053	1011	253	3032	842	1011	X	
<i>Enchytraeus</i>	<i>bulbosus</i>	Nielsen & Christensen, 1963	421	505	5832	168	84	421	590	505	926	168	674	1179	926	84	0	84	926	1263	X	
<i>Enchytraeus</i>	<i>bigeminus</i>	Nielsen & Christensen, 1963	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253	0	0	0	674	X	
<i>Enchytraeus</i>	<i>christenseni</i>	Dózsa-Farkas, 1992	842	0	0	253	505	337	505	0	2779	0	1011	1263	2442	0	0	5138	2695	0	X	
<i>Enchytraeus</i>	<i>lacteus</i>	Nielsen & Christensen, 1961	0	0	0	0	0	0	0	758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
<i>Buchholzia</i>	<i>fallax</i>	Michaelsen, 1887	505	2779	4064	168	0	84	1516	0	590	0	253	84	505	0	337	0	0	0	0	
<i>Enchytronia</i>	<i>parva</i>	Nielsen & Christensen, 1959	253	0	0	1263	842	842	1263	0	22740	1600	8507	253	253	253	0	7327	421	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>galba</i>	Hoffmeister, 1843	3959	0	3516	0	0	0	758	0	0	0	0	0	8591	0	0	0	421	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>discifera</i>	Healy, 1975	0	5559	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>paroniana</i>	Issel, 1904	0	0	9623	0	0	3453	6654	2106	84	0	2358	1011	337	674	0	253	1937	674	0	
<i>Fredericia</i>	<i>vixdiverticulata</i>	Sesma & Dozsa-Farkas, 1993	0	0	0	0	0	821	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>bulboides</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	0	0	0	0	0	2358	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>ratzeli</i>	Eisen, 1872	253	0	0	0	0	0	0	0	0	842	1011	0	4380	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>perrieri</i>	Vedovsky, 1878	421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>christeri</i>	Rota & Healy, 1999	0	0	0	168	0	0	0	0	84	0	11033	1348	0	0	168	1095	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>sp1</i>	-	0	3537	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<i>Fredericia</i>	<i>sp2</i>	-	0	337	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>rendsinata</i>	Dozsa-Farkas, 1972	4380	0	0	0	0	0	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2611	0
<i>Fredericia</i>	<i>isseli</i>	Rota, 1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	926	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>nemoralis</i>	Nurminen, 1970b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	168	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>connata</i>	Bretsher, 1902	253	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>sylvatica</i>	Healy, 1975	421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Henlea</i>	<i>nasuta</i>	Eisen, 1878	0	0	0	0	0	0	253	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253
<i>Henlea</i>	<i>ventriculosa</i>	Udekem, 1854	0	421	0	0	0	168	0	0	0	0	1432	0	0	0	0	0	0	337
<i>Henlea</i>	<i>perpusilla</i>	Friend, 1911	84	0	0	0	0	0	421	0	421	0	0	0	84	0	0	0	0	0
<i>Marionina</i>	<i>argentea</i>	Michaelsen, 1889a	0	84	0	0	0	0	590	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Marionina</i>	<i>communis</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	1011	0	0

Supplementary Table 3. Nematode density per genus, life strategy (c-p, Yeates *et al.*, 1993) and trophic group (PP = plant parasite, Fu = fungi feeder, Ba = bacteria feeder, Ca = carnivore and Om = omnivore, Bongers & Bongers, 1998) in urban soils of Neuchâtel Switzerland.

Genus	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	Life trait c-p	Trophic group
<i>Acrobeles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Ba
<i>Aglenchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	PP
<i>Alaimus</i>	1	0	0	3	2	0	1	0	3	2	1	0	1	0	0	2	3	3	4	Ba
<i>Anaplectus</i>	2	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	3	9	0	0	2	0	0	2	Ba
<i>Anatonchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	4	Ca
<i>Aphelenchoides</i>	0	0	0	0	5	0	0	1	0	16	3	0	0	19	0	0	0	0	2	Fu
<i>Aphelenchus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	Fu
<i>Aporcelaimellus</i>	2	3	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	Ca
<i>Axonchium</i>	0	7	1	3	0	2	0	0	8	5	2	2	0	0	3	2	0	2	5	PP
<i>Bitylenchus</i>	0	0	0	4	0	2	0	14	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	3	PP
<i>Cephalobus</i>	3	3	4	6	5	5	1	8	3	2	7	0	0	2	0	2	4	3	3	Ba
<i>Circonematidae</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	3	PP
<i>Clarkus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	Ca
<i>Coomansus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	Ca
<i>Coslenchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	PP
<i>Diphtherophora</i>	1	4	0	0	3	2	1	0	6	0	4	0	0	0	2	8	0	1	3	Fu
<i>Diplogasteridae</i>	0	0	0	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Ba
<i>Dolichorhynchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	PP
<i>Eucephalobus</i>	3	2	6	11	0	2	5	0	2	2	3	5	0	1	0	1	5	1	3	Ba
<i>Eudorylaimus</i>	11	0	2	0	2	3	3	2	7	1	6	2	0	6	0	1	7	3	4	Ca
<i>Filenchus</i>	8	7	2	7	15	10	6	0	0	0	7	1	9	1	7	8	4	7	2	PP
<i>Helicotylenchus</i>	0	11	36	26	17	10	2	25	11	28	19	22	2	0	12	15	5	2	3	PP
<i>Hemicycliophora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	PP
<i>Heterocephalobus</i>	0	3	2	0	0	1	0	0	4	0	5	1	9	5	1	0	3	0	3	Ba

<i>Longidorus</i>	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	PP
<i>Loofia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	PP
<i>Malenchus</i>	0	0	0	5	0	2	0	0	0	7	1	0	2	0	0	0	0	3	2	PP
<i>Merlinius</i>	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	5	5	0	0	0	3	0	0	3	PP
<i>Mesodorylaimus</i>	2	0	0	0	0	0	0	6	0	0	5	2	3	10	0	0	0	0	4	Om
<i>Metateratocephalus</i>	0	0	2	3	8	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	3	Ba
<i>Miconchus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	Ca
<i>Mylonculus</i>	0	10	10	8	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	5	0	4	Ca
<i>Paramphidelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Ba
<i>Paraphelenchus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	2	Fu
<i>Plectus</i>	5	14	7	3	4	5	2	1	1	2	5	4	19	19	17	9	3	25	2	Ba
<i>Prionchulus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	0	4	Ca
<i>Prismatolaimus</i>	2	0	0	0	2	5	1	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	3	Ba
<i>Prodorylaimus</i>	0	4	0	3	1	5	0	0	1	0	0	0	0	0	9	2	0	0	4	Om
<i>Pseudhalenchus</i>	1	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Fu
<i>Pungentus</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	PP
<i>Rhabditis</i>	47	22	13	13	1	7	14	29	36	3	6	40	36	28	41	28	38	31	1	Ba
<i>Rotylenchus</i>	2	9	6	1	11	16	0	9	13	27	15	15	0	0	0	9	2	8	3	PP
<i>Teratocephalus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	Ba
<i>Trichodorus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	4	PP
<i>Tripyla</i>	6	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	Ca
<i>Tylencholaimus</i>	1	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	Fu
<i>Tylenchorhynchus</i>	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	PP
<i>Wilsonema</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	2	1	0	0	1	4	0	0	0	0	2	Ba
<i>Xiphinema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	PP

Supplementary Table 4. Correlations between density and diversity for the three groups from urban soils of Neuchâtel, Switzerland. Upper half matrix: Kendall or Pearson r, lower half matrix: p-values.

	Kendall	Earthworms		Enchytraeids		Nematodes
	Pearson	Density	Richness	Density	Richness	Richness
Earthworms	Density		0.349	-0.02	0.306	-0.242
	Richness	0.073		<u>0.391</u>	0.438	-0.145
Enchytraeids	Density	0.94	<u>0.032*</u>		<u>0.482</u>	0.062
	Richness	0.217	0.069	<u>0.006*</u>		0.184
Nematodes	Richness	0.237	0.5669	0.729	0.4642	

Supplementary Table 5. Correlations between earthworm diversity metrics and community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland and soil age, physicochemical and functional variables.

Variable	Simpson diversity		Evenness		% Epigeic		% Endogeic		% Anecic	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
										Kendall
Environnemental variables										Pearson
<i>Soil age</i>	0.092	0.595	0.119	0.494	-0.086	0.645	-0.053	0.761	0.106	0.544
<i>Physical</i>										
Depth	0.083	0.644	0.124	0.489	-0.033	0.865	-0.234	0.191	0.317	0.077
Bulk density	-0.340	0.168	-0.423	0.080	-0.283	0.131	0.269	0.280	0.066	0.704
Water content	0.312	0.207	0.474	0.047	0.467	0.012	0.020	0.937	-0.229	0.201
Coarse fraction	-0.294	0.096	-0.294	0.096	0.078	0.676	-0.072	0.709	0.020	0.940
Clay	0.034	0.895	0.111	0.662	0.264	0.155	-0.043	0.864	-0.085	0.654
Silt	-0.124	0.625	-0.117	0.645	-0.327	0.079	0.298	0.230	-0.059	0.765
Sand	0.058	0.819	-0.043	0.866	0.016	0.933	-0.192	0.444	0.072	0.709
<i>Chemical</i>										
pH KCl	-0.132	0.448	-0.106	0.544	-0.008	0.967	-0.172	0.324	0.145	0.404
pH H ₂ O	0.176	0.330	0.046	0.823	-0.140	0.452	-0.150	0.410	0.046	0.823
CaCO ₃	0.120	0.636	0.151	0.550	-0.218	0.242	-0.534	0.023	0.412	0.017
CEC	0.298	0.229	0.361	0.140	0.016	0.933	-0.040	0.874	-0.020	0.940
Ptot	0.176	0.330	0.124	0.501	-0.171	0.358	0.033	0.881	0.020	0.940
Pbio	0.033	0.881	0.163	0.369	-0.047	0.802	-0.163	0.369	0.163	0.369
Loss on ignition	0.044	0.862	0.184	0.466	0.171	0.358	0.155	0.540	-0.203	0.260
Corg	0.298	0.230	0.350	0.154	0.093	0.616	0.134	-0.134	0.596	0.020
Ntot	0.203	0.260	0.281	0.112	0.124	0.503	0.059	0.765	-0.033	0.881
C/N	-0.038	0.881	-0.157	0.534	0.218	0.242	-0.372	0.129	0.007	1.000
Functional variables										
Enzymatic activity (FDA)	0.083	0.743	0.113	0.654	-0.072	0.709	0.153	0.543	-0.062	0.738
Respiration	0.163	0.369	0.190	0.294	0.436	0.019	-0.150	0.410	-0.059	0.765
Bacterial density	-0.461	0.054	-0.431	0.074	-0.078	0.676	-0.072	0.709	0.206	0.412
Ergosterol (fungal biomass)	-0.046	0.823	0.085	0.654	-0.202	0.277	0.059	0.765	-0.007	1.000

Supplementary Table 6. Correlations between enchytraeid density, diversity metrics and community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland and soil age, physicochemical and functional variables..

Variable	Simpson diversity		Evenness		Proportion of r-strategists	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value
Environmental variables						
<i>Soil age</i>	0.330	0.058	0.272	0.119	-0.380	0.030
<i>Physical variables</i>						
Depth	0.096	0.590	0.262	0.144	-0.049	0.787
Bulk density	0.076	0.763	0.325	0.063	-0.073	0.773
Water content	0.186	0.459	-0.157	0.363	0.103	0.683
Coarse fraction	-0.477	0.005	-0.407	0.019	0.462	0.008
Clay	0.114	0.651	-0.105	0.544	-0.370	0.131
Silt	0.212	0.398	0.223	0.197	-0.018	0.944
Sand	-0.321	0.194	-0.144	0.404	0.479	0.044
<i>Chemical variables</i>						
pH KCl	-0.013	0.939	0.033	0.849	0.060	0.732
pH H ₂ O	-0.111	0.550	0.144	0.404	-0.053	0.761
CaCO ₃	-0.669	0.002	-0.354	0.041	0.197	0.434
CEC	0.101	0.691	0.026	0.879	-0.085	0.736
Ptot	-0.163	0.369	0.013	0.940	-0.119	0.494
Pbio	-0.150	0.410	-0.289	0.095	0.172	0.324
Loss on ignition	-0.095	0.707	-0.184	0.288	0.277	0.265
Corg	-0.236	0.345	-0.223	0.197	0.187	0.456
Ntot	-0.033	0.881	-0.118	0.495	0.106	0.544
C/N	-0.515	0.029	-0.380	0.028	0.455	0.058
Functional variables						
Enzymatic activity (FDA)	-0.172	0.496	-0.131	0.448	0.238	0.341
Respiration	0.085	0.654	-0.223	0.198	0.145	0.404
Bacterial density	0.033	0.896	-0.092	0.596	-0.097	0.702
Ergosterol (fungal biomass)	-0.072	0.709	0.066	0.705	-0.013	0.940

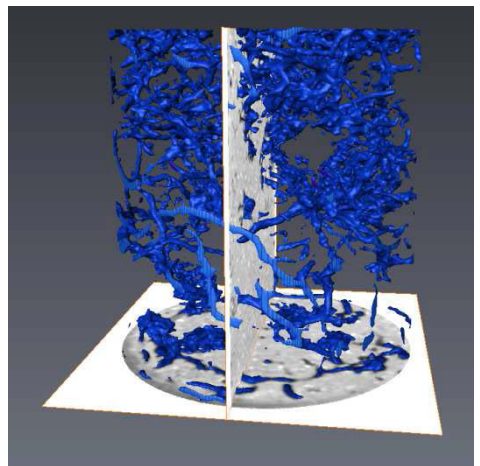
Supplementary Table 7. Correlations between nematode diversity metrics and community composition from urban soils of Neuchâtel, Switzerland and soil age, physicochemical and functional variables.

Variable	Simpson diversity		Evenness		MI 2-5		EI		SI	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
										Kendall
Environnemental variables										Pearson
<i>Soil age</i>	0.126	0.470	0.054	0.760	0.099	0.569	0.033	0.849	0.351	0.044
<i>Physical variables</i>										
Depth	0.214	0.233	0.211	0.247	0.048	0.788	-0.146	0.418	0.076	0.672
Bulk density	0.179	0.305	0.274	0.272	-0.342	0.164	-0.300	0.087	-0.351	0.044
Water content	-0.341	0.049	-0.332	0.180	0.185	0.462	0.422	0.015	0.184	0.289
Coarse fraction	0.026	0.879	0.140	0.424	0.079	0.649	-0.251	0.149	-0.210	0.225
Clay	-0.170	0.324	-0.256	0.305	0.063	0.805	0.079	0.649	0.170	0.324
Silt	-0.052	0.762	-0.128	0.613	-0.309	0.212	-0.053	0.761	-0.157	0.363
Sand	0.210	0.225	0.423	0.081	0.175	0.487	-0.198	0.255	-0.262	0.130
<i>Chemical variables</i>										
pH KCl	0.272	0.119	0.215	0.222	0.007	0.970	-0.087	0.621	0.060	0.732
pH H ₂ O	0.184	0.288	0.113	0.518	0.066	0.705	-0.066	0.704	0.105	0.544
CaCO ₃	0.170	0.324	0.287	0.248	0.176	0.485	-0.185	0.288	0.000	1.000
CEC	-0.289	0.095	-0.600	0.008	-0.173	0.491	0.356	0.040	0.393	0.023
Ptot	0.144	0.404	0.167	0.342	0.118	0.495	-0.106	0.544	-0.066	0.705
Pbio	-0.079	0.649	-0.007	0.970	0.079	0.649	0.106	0.544	-0.052	0.762
Loss on ignition	-0.393	0.023	-0.398	0.101	0.083	0.743	0.264	0.129	0.184	0.289
Corg	-0.328	0.058	-0.546	0.019	-0.075	0.768	0.317	0.068	0.236	0.172
Ntot	-0.328	0.058	-0.260	0.138	0.052	0.762	0.304	0.081	0.275	0.111
C/N	-0.367	0.034	-0.285	0.252	0.038	0.882	0.145	0.404	0.144	0.404
Functional variables										
Enzymatic activity (FDA)	-0.210	0.225	-0.329	0.183	-0.067	0.793	0.343	0.048	0.210	0.225
Respiration	-0.262	0.129	-0.153	0.382	0.170	0.324	0.370	0.034	0.315	0.069
Bacterial density	0.013	0.940	0.129	0.609	-0.041	0.872	-0.106	0.544	-0.013	0.940
Ergosterol (fungal biomass)	-0.131	0.448	-0.153	0.382	-0.210	0.225	0.066	0.704	-0.013	0.940

Supplementary Table 8. Summary of Mantel test results. Upper half matrix: Mantel r, lower half matrix: p-values (999 permutations).

	Earthworms	Enchytraeids	Nematodes	Physical	Chemical	Functional
Earthworms		-0.007	0.114	0.223	-0.159	0.039
Enchytraeids	0.491		-0.029	0.020	-0.018	-0.168
Nematodes	0.161	0.552		0.072	-0.022	0.225
Physical	0.067	0.413	0.292		0.177	<u>0.475</u>
Chemical	0.838	0.495	0.546	0.184		0.228
Functional	0.362	0.918	0.067	<u>0.002</u>	0.112	

Pour chaque catégorie de taille, les organismes du sol sont de précieux révélateurs des perturbations des sols, et notamment dans les sols urbains. L'étude des relations entre les vers de terre, les enchytréides et les nématodes a montré que les communautés n'étaient pas corrélées entre elles et que chaque groupe de faune étudié apporte une part de la bioindication recherchée sur le fonctionnement des sols urbains, avec des aspects chimiques et/ou physiques mis en évidence. L'indice de structure (indice fondé sur la complexité des réseaux trophiques) pour les nématodes et le pourcentage de stratégies r pour les enchytréides apportent une indication temporelle précieuse sur la stabilisation et la maturation progressive du sol à moyen terme (de quelques années à quelques siècles). En tant qu'ingénieurs du sol, les vers de terre sont quant à eux révélateurs des bonnes conditions de mise en place des sols urbains (ex : moins de vers anéciques dans les sols peu profonds), en jouant notamment un rôle fondamental sur la structure physique des sols nécessaire à leur fonctionnement et maturation (ex : infiltration et stockage de l'eau dans le sol, intégration de la matière organique au sol). Les vers de terre endogés, vers communément observés dans les sols étudiés, semblent être des candidats potentiellement détecteurs des services écosystémiques recherchés (régulation du climat, production primaire) dans les sols urbains. Cependant, leurs rôles sur la structuration du sol, la dynamique de la matière organique et la vitesse de ces processus restent peu connus dans le contexte urbain. Par conséquent, une étude expérimentale comparative entre un sol urbain et un sol naturel alluvial en présence de vers de terre endogés a été mise en place afin de mieux comprendre le fonctionnement des sols urbains par rapport aux sols naturels.



Source: Pascal Turberg

Chapitre 5

Effects of burrowing activity of endogeic earthworms on the soil organic matter dynamics and the soil structure in urban soils under controlled conditions

Joël Amossé, Pascal Turberg, Roxane Kohler-Milleret, Jean-Michel Gobat and Renée-Claire Le Bayon

In preparation.

Abstract

Soil invertebrates such as earthworms are key actors of soil processes at different spatial and temporal scales and provide essential ecosystem services such as climate regulation or primary production. However, little is known about their basic functional roles (e.g. organic matter decomposition, soil structuring processes) in perturbed systems such as alluvial or urban soils. Alluvial soils are characterized by regular physical perturbation by flooding and associated erosion/sedimentation processes which are rather similar to perturbations (e.g. temporal instability, spatial heterogeneity) affecting urban soils. Due to their close soil characteristics, we hypothesized that in both cases, soil functioning is similar following soil fauna activity. Under controlled conditions, our objective was to compare the effects of endogeic earthworm activity on soil organic matter (SOM) dynamics and soil structure (earthworm burrows network study) in an urban and an alluvial soil, this latter being considered as a near natural reference. Microcosms were filled up with organomineral soil layers sampled from an urban and an alluvial ecosystem. After inoculation of two endogeic earthworm species, *Allolobophora chlorotica* and *Aporrectodea rosea* (the two most abundant species found in the studied urban site), we investigated their development (abundance and weight) and assessed their effects on SOM decomposition (cumulative C-CO₂ emission, nitrogen and phosphorus mineralization) and soil structure (macroporosity > 0.4 mm, total length and connectivity of segments) after one and three months of incubation. Our results showed higher densities and

weight gain of earthworms after three months of experiment in the alluvial compare to the urban soil especially in the treatment inoculated with *A. rosea*. However, higher total length of segments, carbon and nitrogen mineralization were observed in the urban soil especially when the two species were combined. This trend can be mainly explained by lower organic matter content found in the urban soil which may influence positively burrowing activity of endogeic earthworms. To conclude, our results show that urban and alluvial soils are similar in terms of soil functioning following earthworm activity. Endogeic earthworms appear a key feature of urban soil quality through their roles on organic matter transformation, the formation and the maintenance of the soil structure.

Key words: disturbed soils, urban soil, alluvial soil, *Allolobophora chlorotica*, *Aporrectodea rosea*, X-ray tomography, burrows network, microcosms.

Introduction

The assessment of soil quality can be defined as its ability to deliver ecosystem services (e.g. climate regulation, primary production) in a sustainable way (Costanza *et al.*, 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). However, such assessment is not straightforward especially for urban soils that can differ in their structure and their degree of anthropogenic perturbations. In urban soils, the major constraints are the mixing of materials from several origins (e.g. bricks, glass, compost) as well as the compaction of soils (Hazelton & Murphy, 2011). This can affect the soil structure, water infiltration and air circulation and limits living conditions for plants (e.g. root penetration) and for soil organisms (e.g. habitat reduction) (McKinney, 2008; Roithmer & Pieper, 2009).

Soil invertebrates such as earthworms are key actors of soil processes at different spatial and temporal scales and provide essential ecosystem services (MEA, 2005; Blouin *et al.*, 2013). As soil engineers (Jones *et al.*, 1994; Lavelle *et al.*, 2006), earthworms contribute significantly to the formation and the maintenance of the soil structure which positively influence physicochemical properties of soils (Jouquet *et al.*, 2006; Lavelle *et al.*, 2006; Blouin *et al.*, 2013). In urban soils from

temperate regions, endogeic earthworms (Bouché, 1972, 1977; Sims & Gerard, 1999) are highly diverse (Schulte *et al.*, 1989; Schlaghamerský & Pižl, 2009; Glasstetter, 2012). Moreover, they are probably the most resistant earthworms recorded in degraded soils (Lavelle & Spain, 2001; Jouquet *et al.*, 2010). Despite the general recognition of the importance of earthworms in ecosystems, their potential has not been explored much in urban settings. It is for example unclear if endogeic earthworms, whose roles in soil organic matter (SOM) transformation and soil structuration are well documented in natural and semi-natural soils (Edwards & Bohlen, 1996; Lavelle & Spain, 2001; Edwards, 2004; Jouquet *et al.*, 2010; Bernard *et al.*, 2011), are also active on the soil structure formation in urban soils.

Comparison of urban soils with natural ones is useful in order to assess if soil fauna has a similar effect on soil processes in the urban context as in natural setting. Alluvial soils seem to be a good reference for urban soils in that they are both young soil systems which are constituted of materials that have been manipulated, disturbed or transported at different spatial and temporal scales. In this context, the aim of this study was to compare the effects of endogeic earthworm activity on the SOM dynamics and the soil structure in urban and alluvial soils. We hypothesized that the soil functioning of urban soils is similar than alluvial soils due to their close soil characteristics. Under laboratory conditions (microcosms), we studied (1) soil organic matter dynamics (soil respiration and organic carbon in the soil, nitrogen mineralization and available phosphorus) and (2) earthworm burrows network (macroporosity > 0.4 mm, total length and connectivity of burrows using the X-ray imaging method) of an alluvial and an urban soil.

Material and methods

Soil properties and earthworm sampling

The physicochemical properties of the alluvial and the urban soil are shown in Table 10.

Table 10 : Initial physicochemical properties of alluvial and urban soils.

	Alluvial soil	Urban soil
Texture (USDA, 1975 in Gobat <i>et al.</i> , 2013)	Loamy-clayed	Loamy
Clay (%)	33	20.7
Silt (%)	30.3	34.7
Sand (%)	36.7	44.6
pH _{H2O}	7.7	8.1
C _{org} (%)	4	2.2
N _{tot} (%)	0.28	0.17
N-NO ₃ ⁻ (mg.kg ⁻¹)	0.52	0
N-NH ₄ ⁺ (mg.kg ⁻¹)	19.67	10.3
C _{org} / N _{tot}	14.3	12.9
P _{tot} (mg.kg ⁻¹)	525.9	629.4
P _{available} (mg.kg ⁻¹)	12.2	33.2
CaCO ₃ (%)	22.7	19.6
CEC (cmolc.kg ⁻¹)	21.6	13.3

The alluvial soil was sampled from a Fluvisol (Siltic) (IUSS Working Group, 2006) in the natural reserve of the Allondon River (Switzerland, canton of Geneva, 46°12'10'' N, 5°59'57'' E). The urban soil was collected from a Terric Anthrosol (Siltic) (IUSS Working Group, 2006) in a stone quarry restored in 1995 (Switzerland, canton of Neuchâtel, 47°0'20''N, 6°54'46''E). Both soils were collected from a well-developed organomineral horizon, naturally air-dried and sieved at 2 mm in order to remove stones and plant roots. After a previous identification of earthworm species in the two sites, *Allolobophora chlorotica* and *Aporrectodea rosea* - the dominant species in terms of abundance - were collected in the urban site with the digging method (Glasstetter, 2012). Adults were kept and transferred to the laboratory one week before the experiment for their acclimation to new environmental conditions.

Experimental design

Microcosms were filled up with 942 cm³ of urban (U) and alluvial (A) soil (PVC pipe, 12 cm height × 10 cm internal diameter, Binet & Tréhen, 1992, *in* Binet *et al.*, 2006) equivalent to 1150 g for the urban soil and 950 g for the alluvial soil. In the microcosms, initial soil bulk densities were respectively 1.2 and 1 g.cm⁻³ for the urban and the alluvial soil. Before the experiment, soils were moistened with tap

water until the field capacity. Microcosms with and without earthworm were set-up (5 replicates) in order to assess the effects of earthworms on soils compared to the controls without earthworm. Three adults of *A. chlorotica* (C) (mean weight $0.22 \text{ g ind}^{-1} \pm 0.08 \text{ g ind}^{-1}$) or *A. rosea* (R) ($0.20 \text{ g ind}^{-1} \pm 0.04 \text{ g ind}^{-1}$) were relieved of their gut contents before the inoculation. A combination of two adults of each species (RC) was also tested. The incubation took place in an acclimatized chamber at 15°C with a day/night cycle of 14 hours light and 10 hours dark per day. The study was carried out over one and three months of incubation. Soil respiration was monitored twice a week the first month and once a week during the last two months of incubation when respiration measurements were more stable. For this purpose, a beaker with 30 ml of NaOH (0.5M) was laid to trap CO₂ from the soil during 24 hours in each microcosm (see below). At the end of each time interval, microcosms were analysed by X-ray CT imaging method (Capowiez *et al.*, 1998; Nahmani *et al.*, 2005; see below). A metal core (5 cm height × 2.5 cm internal diameter) was thereafter introduced in the upper 5 soil centimetres of each microcosm in order to measure the bulk soil density. Finally, earthworms were hand-collected, counted and weighted and a mix of the upper 5 soil centimetres including the soil ingested or not by earthworms was air-dried and sieved before chemical analyses.

Soil respiration and chemical analyses

Respiration was assessed through the measurement of C-CO₂ emission after 24 hours of incubation. C-CO₂ content was determined by titration (877 Titrino plus, Methrom). The sodium sulphide coming from the beaker was mixed with barium chloride in excess (20%) and titration was made with hydrochloric acid (0.5M) until the stoichiometric point (pH 8.6) to measure soil respiration (Binet *et al.*, 2006). N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ contents were measured after extraction with H₂SO₄ (0.5M) and KCl (0.5M), respectively. The amount of N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ contents were then determined by spectroscopy at 636 nm and 410 nm respectively (Scheiner, 2005). C_{org} was analysed according the CHN method after acid fumigation of soils to remove carbonates prior analyses (Harris *et al.*, 2001). Available phosphorus was analysed according to the Olsen method (Carter & Gregorich, 2007).

Earthworm burrows network

Non-destructive X-ray computed tomography (X-ray CT), was used to analyse segment network structures (macroporosity > 0.4 mm, total length of segments, segment connectivity, number and mean length of segments and mean radius). Microcosms were scanned at medical resolution with a LightSpeed VCT (GE Healthcare) scanner, which contains a 64-channel detector having an axial pitch of 0.625 mm. The X-rays emitted with a maximum energy of 120 keV (average energy spectrum of 70 keV) with a 640 mA tube current and focalized on 1.2 mm spot size. Particular attention was paid to the voxel size in order to undertake quantitative image analysis. One image slice was reconstructed with 512 x 512 pixels of size 0.215 x 0.215 mm. Although the detector resolution in the axial direction was 0.625 mm, the distance between slices was 0.312 mm due to an overlay of the scanned slices. Hence, the voxel size was 0.215 x 0.215 x 0.312 mm. To avoid side artefacts, the image analysis was limited in each microcosm to a standardized cylindrical volume of 10.2 cm height x 9.75 cm diameter centred on the vertical axis of the microcosm.

X-ray CT image analysis

3-D tomographic data were analysed with the VSG AVIZO FIRE 7.0.1 software. An optimal threshold of intensity (grey values) was visually determined, on selected urban and alluvial microcosms, to differentiate the void from the soil matrix. This threshold was then systematically used to individualize (segment) the void volumes of all microcosms. On the basis of material statistics calculations, segmented voids were assimilated to the initial macroporosity of the microcosms (> 0.4 mm equivalent to the size of two pixels) plus the porosity created by earthworm burrows after one or three months of incubation. The linearization (skeletonization) of essentially tubular voids was calculated with the the Avizo XSkeleton pack. Skeletonization statistics, e.g. cumulated length of burrows, mean length of skeletonized segments and number of vertices, were computed. Finally, the verticality of burrows per microcosm was estimated from the calculation of the mean inclination of all skeletonized segments.

Statistical analysis

For all treatments and for both periods of incubation, each variable related to earthworm development (abundance and weight), SOM dynamics (release of C-CO₂, contents of N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, C_{org} and P_{available}) and soil structure (soil bulk density, soil macroporosity, total length of burrows network and the number of nodes) were tested independently for homogeneity of variance using the Levene's test (Levene, 1960). Variables were then analysed one by one with a one way analysis of variance (ANOVA) in order to test for differences between treatments. Relationships between variables related to SOM dynamics and soil structure were tested using Pearson's coefficient of correlation (Legendre & Gallagher, 2001) in order to explain the effect of the burrowing activity on the chemical properties of soils for each period of incubation. All the experiments were done with n=5 repetitions. The level of significance was fixed at p < 0.05. All statistical calculations were carried out using R (R Development Core Team, 2008).

Results

Earthworm development

After one and three months of experiment, endogeic earthworm biomass increased in urban and alluvial soils (Table 11). However, differences were observed between soils with higher weight gain found in the alluvial soil for *A. chlorotica* and *A. rosea* respectively after one month and three months of incubation compared to the urban soil.

Comparing earthworm species, *A. chlorotica* weight gain was higher than *A. rosea* in both soils after one month of incubation. Conversely, after three months, *A. rosea* weight gain was higher than *A. chlorotica* in the alluvial soil. Differences between species in the alluvial soil were mainly related to the reproduction success of *A. rosea* which was the highest (mean of 34 individuals) after three months of incubation.

Table 11 : Weight gain of earthworms (R=*A. rosea*; C= *A. chlorotica*) after one and three months of incubation and number of juveniles collected after three months in alluvial (A) and urban (U) soils (\pm standard deviation). For each row, different letters indicate significant differences (ANOVA, $P < 0.05$) between soils (n=5).

Treatment	Weight gain after one month (g)	Weight gain after three months (g)	Number of juveniles after three months
AR	0.33 \pm 0.09 ^{cd}	0.67 \pm 0.23^a	34 \pm 8.4^a
AC	0.65 \pm 0.04^a	0.50 \pm 0.07 ^{ab}	2.4 \pm 0.9 ^{bc}
ARC	0.61 \pm 0.1 ^{ab}	0.70 \pm 0.13 ^a	9 \pm 3.2 ^b
UR	0.17 \pm 0.07 ^d	0.11 \pm 0.07^c	3.6 \pm 1.8 ^{bc}
UC	0.41 \pm 0.03^{bc}	0.28 \pm 0.07 ^{bc}	0.6 \pm 0.4 ^c
URC	0.29 \pm 0.11 ^{cd}	0.20 \pm 0.06 ^{bc}	2.4 \pm 0.9 ^c

SOM mineralization and organic carbon in the soil

C-CO₂ emissions differed between urban and alluvial soils and among earthworm treatments after one and three months (Table 12). In the controls, soil respiration was higher in the alluvial compare to the urban soil for both periods of experiment. The effect of earthworm activity on soil respiration was stronger in the urban soil and especially when the two species were combined after three months of incubation. An increase of 53% of C-CO₂ emission was observed in the urban soil with both species compared to the control. In the alluvial soil, the increase was five times lower (9.6% of C-CO₂ emission compare to the control).

Table 12 : Cumulative C-CO₂ emission ($\mu\text{g g}^{-1}$ soil) and organic carbon content (%) in the soil after one and three months of incubation (n = 5, the same letters indicate no difference between treatments, ANOVA, $P < 0.05$).

Treatment	Cumulative C-CO ₂ ($\mu\text{g g}^{-1}$ soil)		Organic carbon content (%)	
	1 month	3 months	1 month	3 months
A	163.6 \pm 12.0 ^b	455.6 \pm 12.7 ^c	3.93 \pm 0.05 ^{ab}	2.82 \pm 0.25 ^a
AR	177 \pm 11.2 ^b	468.6 \pm 6.0 ^{bc}	3.98 \pm 0.05 ^a	3.07 \pm 0.30 ^a
AC	225 \pm 5.5 ^a	485.8 \pm 13.1 ^{ab}	3.92 \pm 0.04 ^{ab}	3.2 \pm 0.13 ^a
ARC	205.8 \pm 3.2 ^a	499.4 \pm 13.2 ^a	3.82 \pm 0.04 ^b	2.84 \pm 0.29 ^a
U	104 \pm 2.9 ^d	221.4 \pm 5.2 ^f	2 \pm 0.06 ^c	1.5 \pm 0.05 ^b
UR	126.2 \pm 2.4 ^c	260.8 \pm 4.5 ^e	2.02 \pm 0.07 ^c	1.54 \pm 0.08 ^b
UC	132.2 \pm 2.8 ^c	276 \pm 6.2 ^e	2 \pm 0.06 ^c	1.71 \pm 0.22 ^b
URC	136.4 \pm 7.7 ^c	339.2 \pm 10.1^d	1.94 \pm 0.06 ^c	1.5 \pm 0.07 ^b

No difference of soil respiration was observed between earthworm treatment in the urban soil after one and three months of incubation. However, in the alluvial soil after one month of experiment, cumulative C-CO₂ emission was higher in the soil inoculated with *A. chlorotica* than in those with *A. rosea* after one month of experiment. No effect of earthworms on C_{org} content was observed in comparison to soil controls.

N mineralization study

After one month and three months of incubation the N-NH₄⁺ content of control soils was significantly higher in the alluvial compare to the urban soil (*P* < 0.001) (Figure 19). This trend was also observed after three months of incubation for the N-NO₃⁻ content (*P* < 0.001).

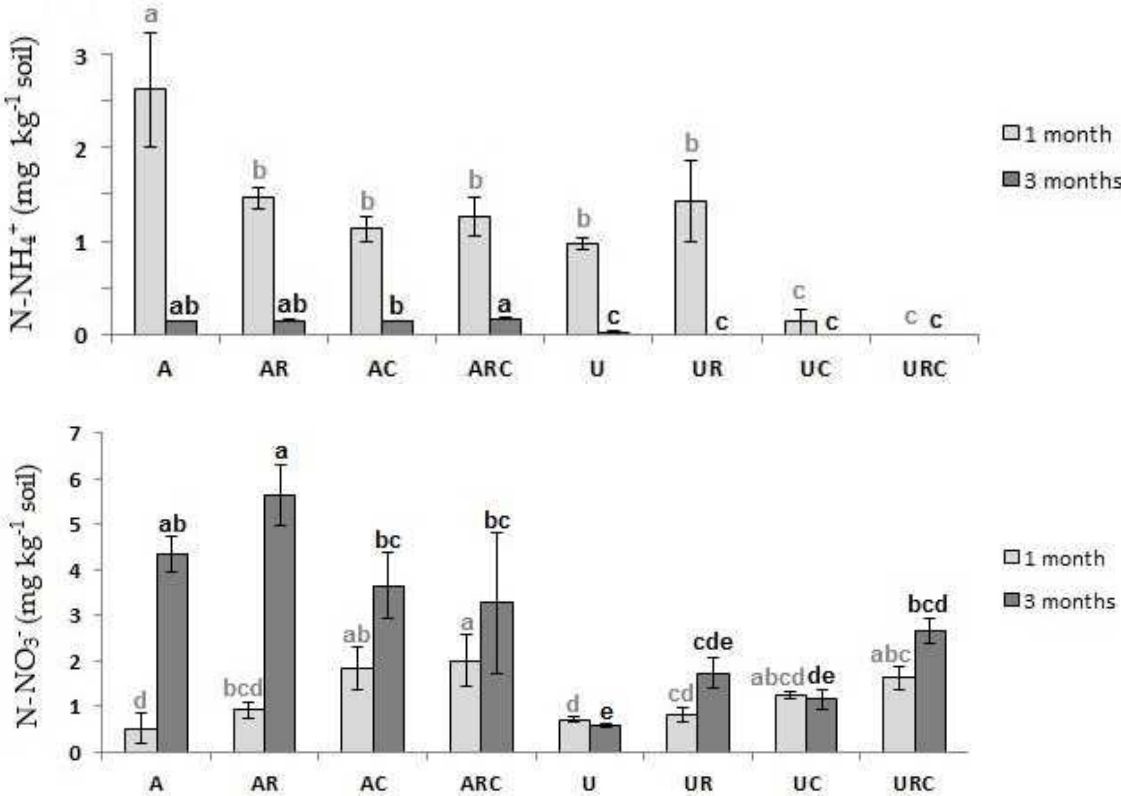


Figure 19 : N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ content (mg.kg⁻¹ soil) in the alluvial (A) and the urban (U) after one (pale grey) and three months (grey) of incubation. Histograms in pale grey (1 month) or grey (3 months) with the same letters are not different (ANOVA, *P* < 0.05).

The first month of experiment, $N-NH_4^+$ content decreased following earthworm activity except in the urban soil inoculated with *A. rosea*. For the $N-NO_3^-$ content, *A. chlorotica* and the two species combined influenced significantly ($P < 0.001$) the production of nitrates in the alluvial soil after one month. This trend was also observed in the urban soil with the combination of the two species after one and three months of incubation.

Available phosphorus

After one month and three months of incubation, higher available phosphorus content was found in the urban soil with or without earthworm compare to alluvial treatments (Figure 20). However, in the alluvial soil, endogeic earthworms increased significantly the $P_{available}$ content after both periods of incubation ($P < 0.05$) except for the treatment inoculated with *A. rosea* after one month of experiment. This trend was not observed in the urban soil for both periods of incubation.

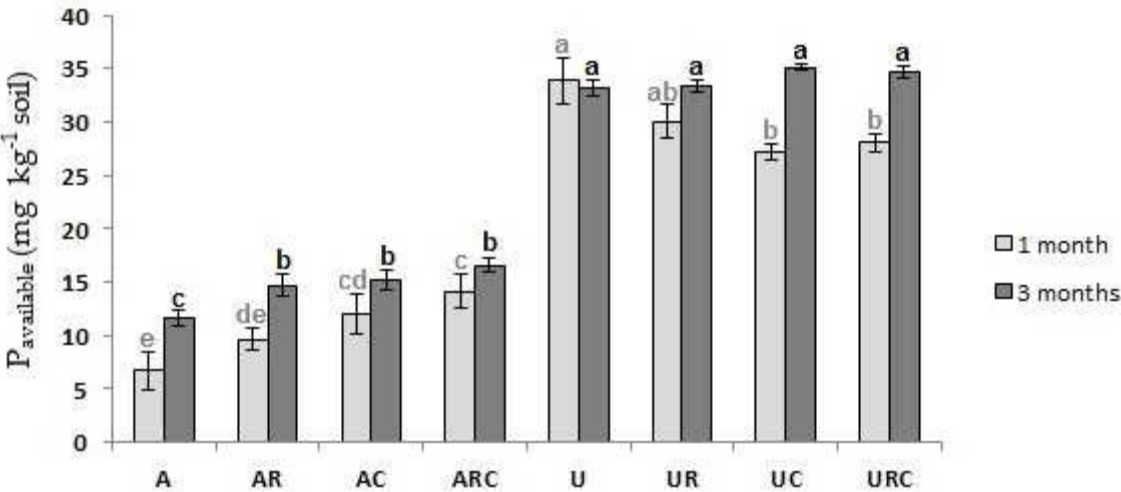
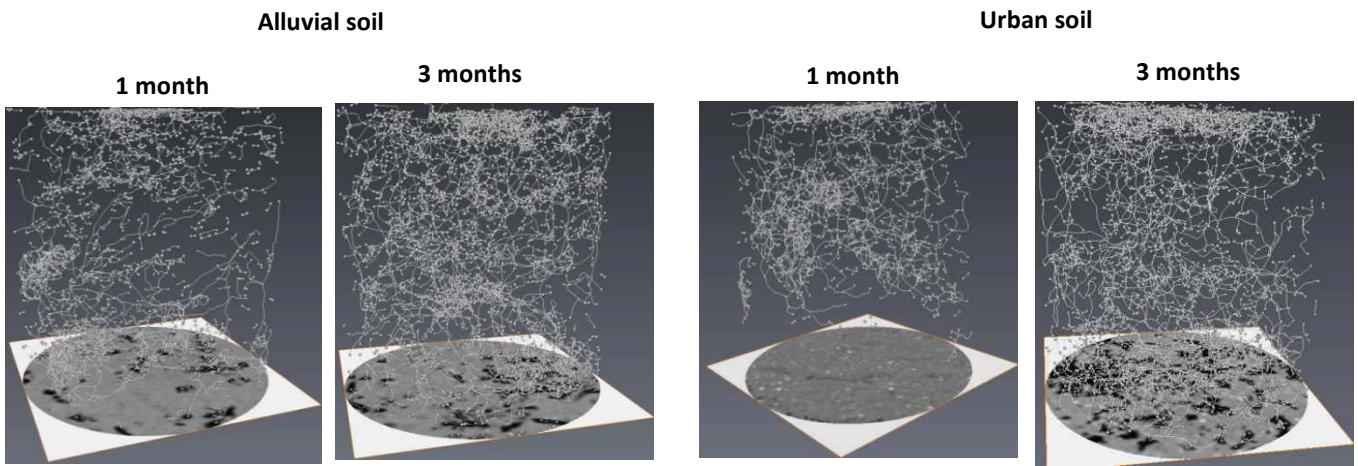


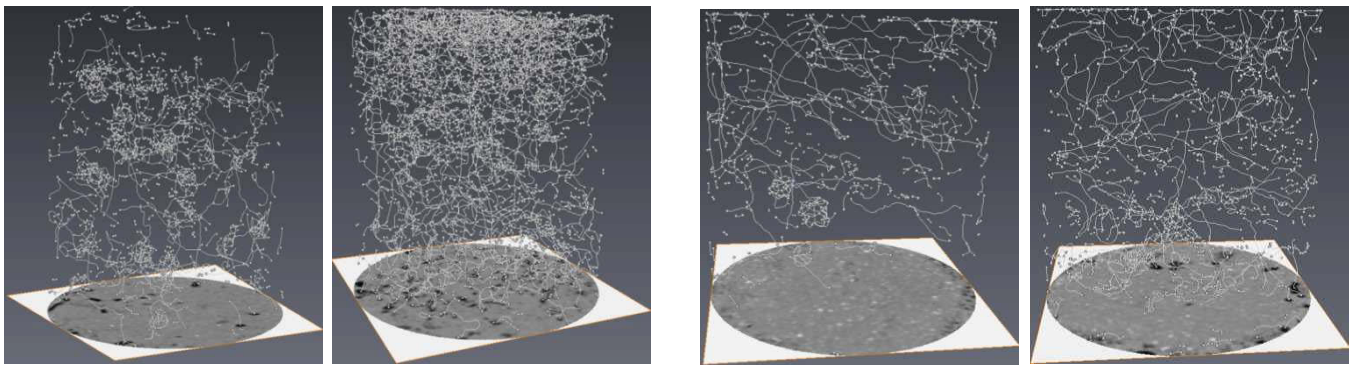
Figure 20 : Available phosphorus ($mg.kg^{-1}$ soil) in the alluvial (A) and the urban (U) soil after one (pale grey) and three months (grey) of incubation. Histograms in pale grey (1 month) or grey (3 months) with the same letters are not different (ANOVA, $P < 0.05$).

Segment characteristics and soil bulk density

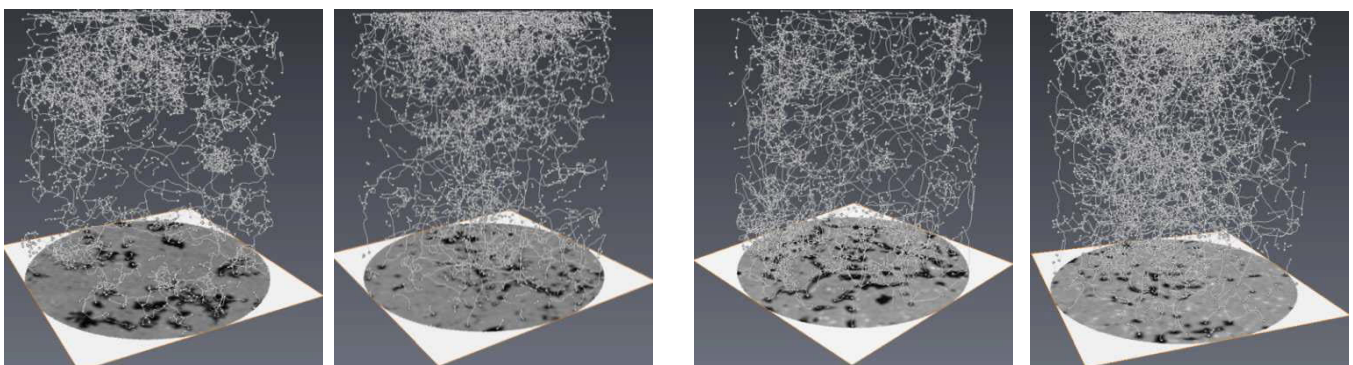
Images of the skeletonization of earthworm burrows in the urban and the alluvial soil for both periods of incubation (single replicate) are shown in the Figure 21. 3D tomography and soil bulk density results are detailed in Table 13.



Allolobophora chlorotica



Aporrectodea rosea



Allolobophora chlorotica & *Aporrectodea rosea*

Figure 21 : 3D skeletonized burrows of endogeic earthworms for the alluvial and the urban soil after one and three months of incubation.

Table 13 : 3D Tomography and soil bulk density results in alluvial (A) and urban (U) soils (\pm standard deviation) inoculated without or with earthworms in microcosms (R=*A. rosea*; C= *A. chlorotica*). For each row, different letters indicate significant differences (ANOVA, $P < 0.05$) between soils (n=5).

	A	AR	AC	ARC	U	UR	UC	URC
1 month of experiment								
Soil macroporosity (%)	0.49 \pm 0.06 ^e	5.14 \pm 0.46^{cd}	6.85 \pm 0.68^b	8.33 \pm 0.83 ^a	0.14 \pm 0.02 ^e	4.20 \pm 0.42^d	5.73 \pm 0.57^{bc}	8.93 \pm 0.89 ^a
Total length of segments (cm)	2766 \pm 341 ^e	8066 \pm 500^d	10545 \pm 458^{bc}	11721 \pm 631^b	821 \pm 99 ^f	7071 \pm 770^d	9641 \pm 514^c	13904 \pm 715^a
Number of nodes	1424 \pm 133 ^{cd}	1797 \pm 164^{bc}	2307 \pm 106^a	2324 \pm 151 ^a	623 \pm 62 ^e	1414 \pm 178^d	1910 \pm 110^b	2543 \pm 96 ^a
Soil bulk density (g.cm ⁻³)	0.59 \pm 0 ^d	0.57 \pm 0.01 ^{de}	0.57 \pm 0.01 ^{de}	0.54 \pm 0.02^e	0.74 \pm 0.01 ^a	0.71 \pm 0.02^{ab}	0.65 \pm 0.01^c	0.69 \pm 0.02^{bc}
Number of segments	942 \pm 113 ^f	1781 \pm 186 ^{de}	2482 \pm 163 ^{bc}	2632 \pm 207 ^{ab}	340 \pm 39 ^g	1403 \pm 208 ^e	2110 \pm 117 ^{cd}	2934 \pm 129 ^a
Mean length of segment (cm)	2.78 \pm 0.02 ^c	4.28 \pm 0.23 ^b	4.2 \pm 0.11 ^b	4.18 \pm 0.21 ^b	2.34 \pm 0.05 ^c	5 \pm 0.31 ^a	4.6 \pm 0.16 ^{ab}	4.87 \pm 0.24 ^a
Mean radius (cm)	0.14 \pm 0 ^d	0.27 \pm 0.01 ^c	0.30 \pm 0.01 ^b	0.32 \pm 0.01 ^{ab}	0.13 \pm 0 ^d	0.30 \pm 0.01 ^b	0.31 \pm 0.01 ^{ab}	0.33 \pm 0 ^a
Inclination (°)	17.6 \pm 0.4 ^d	27.2 \pm 0.8 ^c	28.0 \pm 0.4 ^{bc}	29.2 \pm 0.4 ^b	15.7 \pm 0.5 ^e	28.0 \pm 0.5 ^{bc}	28.9 \pm 0.5 ^{bc}	30.7 \pm 0.2 ^a
3 months of experiment								
Soil macroporosity (%)	0.49 \pm 0.06 ^d	6.67 \pm 0.62^c	9.45 \pm 0.68^{ab}	10.07 \pm 0.47 ^{ab}	0.20 \pm 0.02 ^e	8.46 \pm 1.53 ^{bc}	10.83 \pm 0.64 ^{ab}	12.58 \pm 0.61 ^a
Total length of segments (cm)	2823 \pm 361 ^c	15445 \pm 1504 ^b	14752 \pm 1363 ^b	15834 \pm 1598^b	1116 \pm 262 ^c	15384 \pm 2691 ^b	18463 \pm 1106 ^{ab}	21197 \pm 1810^a
Number of nodes	1416 \pm 149 ^b	3147 \pm 333 ^a	3124 \pm 270 ^a	3031 \pm 340 ^a	701 \pm 82 ^b	2879 \pm 488 ^a	3414 \pm 221 ^a	3757 \pm 388 ^a
Soil bulk density (g.cm ⁻³)	0.63 \pm 0 ^{cd}	0.60 \pm 0.02 ^{de}	0.57 \pm 0.02 ^{ef}	0.54 \pm 0.01^f	0.79 \pm 0.01 ^a	0.74 \pm 0.02 ^{ab}	0.73 \pm 0.02 ^b	0.65 \pm 0.02^c
Number of segments	972 \pm 133 ^c	3037 \pm 372 ^b	3425 \pm 320 ^b	3495 \pm 410 ^b	427 \pm 84 ^c	3205 \pm 650 ^b	4096 \pm 286 ^{ab}	4667 \pm 549 ^a
Mean length of segment (cm)	2.75 \pm 0.01 ^c	4.99 \pm 0.26 ^a	4.06 \pm 0.06 ^b	4.83 \pm 0.34 ^a	2.40 \pm 0.08 ^c	4.72 \pm 0.19 ^a	4.67 \pm 0.20 ^a	4.61 \pm 0.19 ^{ab}
Mean radius (cm)	0.14 \pm 0 ^d	0.25 \pm 0.01 ^c	0.30 \pm 0.01 ^{a^b}	0.32 \pm 0.03 ^a	0.13 \pm 0 ^d	0.28 \pm 0.01 ^{bc}	0.30 \pm 0.01 ^{ab}	0.31 \pm 0.02 ^{ab}
Inclination (°)	18.7 \pm 0.8 ^c	28.1 \pm 0.9 ^b	28.4 \pm 0.4 ^{ab}	29.4 \pm 0.2 ^{ab}	18.00 \pm 1.5 ^e	28.8 \pm 0.9 ^{ab}	29.5 \pm 0.4 ^{ab}	30.6 \pm 0.2 ^a

Earthworms increased significantly soil macroporosity in the urban and the alluvial soils compared to the controls after one and three months of incubation ($P < 0.05$) (Table 13). No difference was observed between soils after both periods of experiment. Comparing the burrowing activity of the two endogeic species, higher soil macroporosity was found after the inoculation of *A. chlorotica* in both soils and after both periods of incubation but no significance was observed in the urban soil after three months ($P > 0.05$).

Earthworms increased significantly the total length of segments in both soils compared to the controls ($P < 0.05$) without any difference between soils after one and three months of experiment. Differences were observed between species after one month of incubation with higher total length of segments observed in soils inoculated with *A. chlorotica*. This trend was not observed after three months of incubation in both soils. However, when the two species were combined, higher total length of segments was observed in the urban compared to the alluvial soil after one and three months of experiment.

Except in the alluvial soil inoculated with *A. rosea* after one month of incubation, earthworms increased significantly segment connectivity in both soils after one and three months of incubation compared to the controls ($P < 0.05$). After one month of experiment, the alluvial soil with earthworms showed higher connectivity than the urban soil except for the treatment with the combination of the two species. This trend was not observed between soils after three months of experiment. Difference between species was observed after one month of incubation with higher connectivity created by *A. chlorotica* compare to *A. rosea* in both soils. This trend was not observed after three months.

Significant difference was observed between soil controls with higher soil bulk density found in the urban soil ($P < 0.05$). However, earthworms decreased soil bulk density in both soils after both periods of incubation and this effect was significant especially when the two species were combined.

Differences between endogeic species were observed with lower soil bulk density in the treatment inoculated with *A. chlorotica* in the urban soil after one month.

Discussion

Influence of soil properties on earthworm activity

As large inhabitants of soils, earthworms face major constraints including the need to live on relatively poor quality feeding resources (Satchell, 1980; Lavelle, 1983; Edwards, 2004). In urban soils, shortage food often occurs especially due to organic matter exportation which can affect soil fauna activity (Bullock & Gregory, 1991). Before the experiment, organic carbon and mineral nitrogen (N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻) contents were initially lower in the urban compared to the alluvial soil and probably influenced endogeic earthworm development (abundance and weight gain) and their burrowing activity. After one and three months of incubation, lower earthworm weight gain was observed for *A. rosea* and *A. chlorotica* in the urban compare to the alluvial soil but similar burrow characteristics (soil macroporosity, total length of segments and connectivity) were observed in comparison to the alluvial soil. This trend can be mainly explained by the “optimal foraging theory” (MacArthur & Pianka, 1966). Earthworms probably spent similar energy allocated for the research of food in both soils but a lower quantity of food was assimilated in the urban soil (Edwards & Bohlen, 1996) explaining the weight gain difference in comparison to the alluvial soil. This difference was particularly marked in soils inoculated with *A. rosea* in which juvenile densities were nearly ten times higher in the alluvial compared to the urban soil after three months of experiment. A study from an English beech wood reported that *A. rosea* had low assimilation efficiency (Edwards & Bohlen, 1996) and this can explain the lower aptitude of this species to live in urban soils. *A. rosea* is known to feed by a “grazing” procedure and preferentially lives in more organic soils (Nordstrom & Rundgren, 1974, in Bolton & Phillipson, 1976). This feeding habit can also explain why *A. rosea* created less burrows which were often longer and less branched (McKenzie & Dexter, 1993; Table 13 and Figure 21) than *A. chlorotica* in both soils. Endogeic earthworms have developed different ways to use soil organic matter (Bouché, 1977; Lavelle, 1981; Brown, 1995). *A. chlorotica* – as a soil feeder – has a more

geophagous regime (Zangerlé *et al.*, 2011) and can increase soil macroporosity and connectivity through its numerous burrows (Bastardie *et al.*, 2002; Capowiez *et al.*, 2011, Table 13 and Figure 21). As observed in the urban soil, this species has a strong aptitude to live in perturbed soils (Lee 1985 in Bolton & Phillipson, 1976; Martin, 1982, *in* McKenzie & Dexter, 1993; Bouché, 1972, Bouché, 1977, Gerard, 1967, Satchell, 1967, *in* Le Bayon *et al.*, 2013).

In our case, the urban soil functioning is intimately related to food resources, which can affect earthworm species development and activity. However, feeding resources cannot explain all differences between species in the urban and the alluvial soil. Others measured variables such as soil bulk density or soil texture may influence earthworm development and activity (Phillipson *et al.*, 1975, *in* Bolton & Phillipson, 1976; Lapied *et al.*, 2009, Capowiez *et al.*, 2012). For example, Nordström and Rundgren (1974) (*in* Edward & Bohlen, 1996) reported that *A. rosea* abundance was strongly correlated to clay content in grasslands and forests in Sweden. Higher clay content was found in the alluvial soil (33%) compare to the urban soil (20.7% of clay content) and may explain the rapid development of *A. rosea* in the alluvial soil.

Endogeic earthworms as actors of the soil organic matter dynamics and the soil structure in urban soils

In the Swiss law, the soil is deemed fertile if it is “diverse and biologically active habitat, which entails a typical soil structure as well as undisturbed capacity to decompose organic matter” (Osol, 1998, *in* Havlicek, 2012). Earthworms seem to be suitable actors of soil fertility in urban soils in that they are key regulators of soil structuring processes, organic matter transformation and its integration in the soil in many ecosystems (Fonte *et al.*, 2009; Blouin *et al.*, 2013). Through the comparison of SOM dynamics (soil respiration, nitrogen mineralization) and soil structuring processes (macroporosity, total length of segments and connectivity) in urban and alluvial soil, endogeic earthworms showed strong ability to fulfill basic functions (e.g. organic matter transformation, soil structure formation) in urban soils. However, if carbon and nitrogen mineralization were observed in urban and alluvial soil following earthworm activity, available phosphorus content did not increase in the urban soil after

one and three months of incubation. In the literature, it is generally admitted that in many soils earthworm increase available phosphorus content through the stimulation of soil microorganisms (Suarez *et al.*, 2004; Milleret *et al.*, 2009; Le Bayon *et al.*, 2011) but little is known about the effect of earthworm activity on urban soil processes. Stroo and Jenks (1982) (*in* Bullock & Gregory, 1991) reported similarly a lower available phosphorus content in mine soils compared to native soils after twenty years of soil reclamation. This difference of available phosphorus content with the alluvial soil can be mainly explained by history, management, parental material composition or others environmental factors which modified soil properties in the urban context (Fresquez & Lindemann, 1983, *in* Bullock & Gregory, 1991).

Except for the available phosphorus, biophysicochemical processes seemed to run faster in the urban soil compare to the alluvial soil and especially when the two species were combined. After three months of incubation, the total length of segments (21197 ± 1810 cm) was significantly higher in the urban compare to the alluvial soil (15834 ± 1598 cm) and probably explains the increase of SOM turnover (cumulative C-CO₂ emission) and the fast nitrogen mineralization (N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻). Few studies reported that in low fertile soils, the response of endogeic earthworms – which do not usually form permanent galleries (Bouché, 1972, 1977; Lavelle *et al.*, 1992) – on organic matter dynamics is particularly marked (Lofs-Holmin, 1983; Steinberg *et al.*, 1997; Lowe & Butt, 2002). However, little studies focus on the comparison of burrow characteristics of endogeic earthworms in urban and natural soils over time. Even if an important part of burrows was probably backfilled (*pers. obs.*; Capowiez *et al.*, 2011), our results showed a general increase of earthworm burrowing activity in the urban soil leading to an acceleration of soil processes and soil functions in the urban context. More investigations are needed in order to assess soil functioning such as carbon storage or water infiltration in urban soils.

Conclusion

Our study showed that under controlled conditions urban soil functioning is rather similar than alluvial soil with respect to earthworm activity. Endogeic earthworms, and especially *A. chlorotica* – as a soil feeder –, showed a strong aptitude to live and influence soil processes in the urban soil in comparison to the alluvial soil. Except for available phosphorus, earthworm activity increased SOM turnover (carbon and nitrogen mineralization) and soil structure (burrow network) over time in the urban soil creating favorable conditions for nutrient cycling, soil structure formation, water infiltration or gas diffusion. Due to their abundance, endogeic earthworms appear therefore as key actors of urban soil quality through their roles on organic matter transformation, the formation and the maintenance of the soil structure. The comparison with a natural reference such as alluvial soils is useful in order to better characterize soil processes and their speed in urban soils.

Acknowledgments

The authors thank landowners for allowing us to sample soils and earthworms on their property. We also thank for input on the study design Christian Hêche, André Villard for building microcosms, Christel Elandoy (Department of Radiology, University Hospital in Lausanne (CHUV), Switzerland) and Lidia Mathys-Paganuzzi for the soil physicochemical analyzes. This study is a part of the research project “Bioindication in Urban Soils” (BUS), funded by the Swiss Federal Office of the Environment (FOEN, Bern).

References

Bastardie, F., Cannavacciuolo, M., Capowiez, Y., de Dreuzy, J.R., Bellido, A., Cluzeau, D., 2002. A new simulation for modelling the topology of earthworm burrow systems and their effects on macropore flow in experimental soils. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 161- 169.

Binet, F., Kersanté, A., Munier-Lamy C., Le Bayon R.C., Belgy M.J., Shipitalo M.J., 2006. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 38:1255–1263.

Bernard, L., Chapuis-Lardy, L., Razafimbelo, T., Razafindrakoto, M., Pablo, A.-M, Legname, E., Poulain, J., Bröls, T., O’Donohue, M., Brauman, A., Chotte, J.-L., Blanchart, E., 2011. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *The ISME Journal*, 6:213-222.

Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Pérès, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. Review, A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, April 2013, 64, 161–182.

Bolton, P.J., & Philipson, J., 1976. Burrowing, Feeding, Egestion and Energy Budgets of *Allolobophora rosea* (Savigny)(Lumbricidae). *Oecologia (Berl.)*, 23:225-245.

Bouché, M.B., 1972. *Lombriciens de France, Ecologie et Systématique*. INRA Publ., Paris. 671 pp.

Bouché, M.B., 1977. In: *Soil Organisms as Components of Ecosystems*. U. Lohm and T. Paerlsson. (eds.), *Biol. Bult (Stockholm)*, 25: 122-132.

Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer New York Dordrecht London Heidelberg. ISBN 978-1-4419-7975-9. 319 pp.

Brown, G., 1995. How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant & Soil*, 170: 247–269.

Bullock, P., & Gregory, P.J., 1991. *Soils in the Urban Environment*. (eds) Blackwell Scientific Publications, Oxford. 174 pp.

Capowiez, Y., Pierret, A., Daniel, O., Monestiez, P., Kretzschmar, A., 1998. 3D skeleton reconstructions of natural earthworm burrow systems using CAT scan images of soil cores. *Biol Fertil Soils*, 27: 51–59.

Capowiez, Y., Sammartino, S., Michel, E., 2011. Using X-ray tomography to quantify earthworm bioturbation non-destructively in repacked soil cores. *Geoderma*, 162: 124-131.

Capowiez, Y., Sammartino, S., Cadoux, S., Bouchant, P., Richard, G., Boizard, H., 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 55:93-103.

Carter, M.R., & Gregorich, E.G., 2007. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, Boca Raton. 1264 pp.

Costanza, R., Darge, R., *et al.*, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253-260.

Edwards, C.A., & Bohlen, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms (3rd ed.)*. Chapman & Hall, London, 426 pp.

Edwards, C.A., 2004. *Earthworm ecology, second edition*, Ed Lavoisier, ISBN: 978-0- 203-99823-6, 456 pp.

Fonte, S.J., Winsome, T., Six, J., 2009. Earthworm populations in relation to organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41(2):206-214.

Glasstetter, M., 2012. Earthworm diversity in urban habitats of Basel (Northwestern Switzerland) (Oligochaeta:Lumbricidae). Thomáš Pavlíček, Patricia Cardet, Csaba Csuzdi, Renée-Claire Le Bayon, Jean-Michel Gobat (2012): *Advances in Earthworm Taxonomy V (Annelida:Oligochaeta)*. Proceedings of the 5th International Oligochaeta Taxonomy Meeting Beatenberg, Switzerland, 11-15 April, 2011. – *Zoology in the Middle East Supplementum 4*. 187 pp.

Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2013. *Le Sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols*. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, 519 pp.

- Harris, D., Horwath, W.R., van Kessel, C., 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1853-1856.
- Havlicek, E., 2012. Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology*, 49: 80-84.
- Hazelton, P., & Murphy, B., 2011. *Understanding Soils in Urban Environments*. CSIRO Publishing, February 2011, Paperback, ISBN: 9780643091740, 160 pp.
- IUSS Working Group, 2006. *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Reports 103, FAO, Rome. 145 pp.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.
- Jouquet, P., Dauber, J., Lagerlof, J., Lavelle, P., Lepage, M., 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* 32, 153-164.
- Jouquet, P., Plumere, T., DoanThu, T., Rumpel, C., TranDuc, T., Orange, D., 2010. The rehabilitation of tropical soils using compost and vermicompost is affected by the presence of endogeic earthworms. *Applied Soil Ecology*, 46: 125-133.
- Lapied, E., Nahmani, J., Rousseau, G.X., 2009. Influence of texture and amendments on soil properties and earthworm communities. *Applied Soil Ecology*, 43:241-249.
- Lavelle, P., 1981. Stratégies de reproduction chez les vers de terre. *Acta Oecol. Oecol. Gener.* 2, 117-133.
- Lavelle, P., Zaidi, Z., Schaefer, R., 1983. Interactions between earthworms, soil organic matter and microflora in an African savanna soil. In: Lebrun, P., Andre', H.M., De Mets, A., Gre'goire-Wibo, C., Wauthy, G. (Eds.), *New Trends in Soil Biology*. Proceedings of the VIII International Colloquium of Soil Zoology. Dieu- Bricart, Louvain-la-Neuve, 253-259 pp.
- Lavelle, P., Melendez, G., Pashanasi, B., Schaefer, R., 1992. Nitrogen mineralization and reorganization in casts of the geophagous tropical earthworm *Pontoscolex corethurus* (glossoscolecidae). *Biology and Fertility of Soils*, 14: 49-53.
- Lavelle, P., & Spain, A.V., 2001. *Soil ecology*, Hardbound, ISBN 0792371232. GBP200. 654 pp.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. ICSZ - Soil Animals and Ecosystems Services, Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Biology. *European Journal of Soil Biology*, 42: 3-15.
- Le Bayon, R.-C., Matera, V., Kohler-Milleret, R., Degen, C., Gobat, J.-M., 2011. Earthworm activity alters geogenic arsenic and soil nutrient dynamics. 9th International Symposium on Earthworm Ecology. *Pedobiologia*, 54S: S193- S201.
- Le Bayon, R.-C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Guenat, C., 2013. Chapter 3: Earthworm communities as Indicators for Evaluating Floodplain Restoration Success in Floodplains, *Environmental Management, Restoration and Ecological Implications*. Environmental Research Advances. Enner Herenio Alcantara, Nova publishers, New York. 241 pp.
- Lee, K.E., 1985. *Earthworms, their ecology and relationship with soils and land use*. CSIRO Division of Soils Adelaide, Academic press, New York, 441 pp.
- Levene, H., 1960. Ingram Olkin, Harold Hotelling, et alia, ed. *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. Stanford University Press. pp. 278-292

- Lofs-Holmin, A., 1983. Earthworm population dynamics in different agricultural rotations, in *Earthworm Ecology – from Darwin to Vermiculture*, J.E. Satchell, Ed., Chapman & Hall, London, 151-160 pp.
- Lowe, N.C., & Butt, K.R., 2007. Life-cycle traits of the dimorphic earthworm species *Allolobophora chlorotica* (Savigny, 1826) under controlled laboratory conditions. *Biol Fertil Soils*, 43:495-499.
- MacArthur, R.H., & Pianka, E.R., 1966. On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*. Vol 100, N°916.
- McKenzie, B.M., & Dexter, A.R., 1993. Size and orientation of burrows made by the earthworm *Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea caliginosa*. *Geoderma*, 56:233–241.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52(10):883–890.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, 11:161–176.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC, 86 pp.
- Milleret, R., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.-M., 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant & Soil*, 316: 1–12.
- Nahmani, J., Capowiez Y., Lavelle, P., 2005. Effects of metal pollution on soil macroinvertebrate burrow systems. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (1):31-39.
- Satchell, J.E., 1980. Potential of the Silpho moor experimental birch plots as a habitat of *Lumbricus terrestris*. *Soil Biology and Biochemistry*, 12:317-323.
- Scheiner, J.D., 2005. Spéciation du Carbone, de l'Azote et du Phosphore de différentes boues de stations d'épuration au cours de leurs incubations contrôlées dans deux types de sol. Thesis report, Institut national polytechnique de Toulouse. 218 pp.
- Schulte, W., H.-Ch. Fründ, M. Söntgen, U. Graefe, B. Ruzkowski, V. Voggenreiter & N. Weritz, 1989. *Zur Biologie städtischer Böden, Beispielraum Bonn-Bad Godesberg*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. – Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, KILDA-Verlag F. Peking, Greven, ISBN: 3-88949-168-5. 192 pp.
- Schlaghamerský, J., & Pižl, V., 2009. Enchytraeids and earthworms (Annelida : Clitellata : Enchytraeidae, Lumbricidae) of parks in the city of Brno, Czech Republic. *Soil organisms*. Volume 81 (2):145-173.
- Steinberg, D.A., Pouyat, R.V., Parmelee, R.W., Groffman, P., 1997. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient. *Soil Biol. Biochem*, 29 (3/4): 427-430.
- Suarez, E.R., Pelletier, D.M., Fahey, T.J., Groffman, P.M., Bohlen, P.J. & Fisk, M.C., 2004. Effects of exotic earthworms on soil phosphorus cycling in two broadleaf temperate forests. *Ecosystems*, 7: 28–44.
- Zangerlé, A., Pando, A., Lavelle, P., 2011. Do earthworms and roots cooperate to build soil macroaggregates? A microcosm experiment. *Geoderma*, 167-168: 303-309.

Chapitre 6

Discussion générale

L'objectif de cette partie est de discuter les différents résultats obtenus après les avoir regroupés en trois grandes thématiques: comparaison des sols urbains avec les sols alluviaux; étude des propriétés des sols urbains et de sa faune; pertinence des bioindicateurs proposés dans le contexte urbain. À la fin de chaque sous-partie, un paragraphe fait la synthèse de chaque discussion thématique et répond aux hypothèses de départ.

Propriétés, évolution pédogénétique et fonctionnement des sols urbains: des sols comparables aux sols alluviaux ?

Le temps, l'histoire (principalement liée aux activités humaines dans le cas des sols urbains), le climat, la topographie, la nature des matériaux et les caractéristiques biologiques (végétation et animaux) constituent l'ensemble des critères qui expliquent la formation et l'évolution des sols. Cependant, les processus pédologiques fondamentaux liés aux sols urbains restent encore peu connus et une comparaison avec des sols naturels analogues comme les sols alluviaux peut permettre de mieux comprendre leur fonctionnement général. Nos résultats ont permis de mettre en évidence des similarités de structure et de propriétés physico-chimiques suivant le degré d'évolution des sols (liés à l'influence de la rivière pour les sols alluviaux ou à l'âge des sols pour les sols urbains). Trois grandes catégories de sol ont été observées correspondant à une distribution spatio-temporelle. Les sols de la première catégorie sont les plus âgés et les plus évolués (FLUVIOSOL BRUNIFIÉ, CALCOSOL colluvial-fluvique, CALCOSOL – ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ et CALCISOL). Leurs structures sont souvent homogènes et stables liées le développement d'un horizon organo-minéral A et d'un horizon structuré S. Ils étaient souvent plus épais avec une teneur en argile plus élevée sur l'ensemble du profil. Une décarbonatation quasi totale de certains horizons a aussi été observée, confirmant l'ancienneté de ces sols. S'agissant de la deuxième catégorie, seule une

majorité de sols urbains modifiés par les activités humaines (viticulture, aménagement de parcs et jardins) mais proches de l'état naturel (horizons typiques des sols naturels reconnaissables) a été retrouvée. Le manque de référence alluviale pour cette catégorie peut s'expliquer par le gradient alluvial sélectionné regroupant soit des sols jeunes peu évolués (FLUVIOSOL JUVÉNILE, FLUVIOSOL TYPIQUE), soit des sols au degré d'évolution avancé (FLUVIOSOL BRUNIFIÉ). La prise en compte d'un nouveau gradient alluvial (ou autres comme un gradient de sols colluviaux par exemple) reflétant les différents stades intermédiaires d'évolution des sols permettrait encore mieux de comparer les sols urbains aux sols naturels.

Enfin, les sols les plus jeunes (FLUVIOSOL JUVÉNILE, FLUVIOSOL TYPIQUE, ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ, ANTHROPOSOL ARTIFICIEL) font partie de la troisième grande catégorie. Ils sont fortement influencés par la dynamique alluviale ou les activités humaines, et sont beaucoup plus hétérogènes, avec des textures et des structures diverses sur l'ensemble du profil liées à l'apport récent de différentes couches de matériaux exogènes (polyphasages). Une proportion élevée d'éléments grossiers et des textures plus grossières (sable) ont été observées, ce qui limite le développement de la structure des sols – notamment par les organismes – et augmente probablement leur sensibilité à de nouvelles perturbations. De nombreux auteurs ont aussi souligné l'importance de la texture initiale sur les potentialités d'évolution des sols, notamment à travers l'activité de la faune, dans des sols artificiels (Strehler, 1997; Lefort *et al.*, 2007) ou alluviaux (Guenat *et al.*, 1999; Bullinger-Weber *et al.*, 2007; Salomé *et al.*, 2011).

Cependant, si les sols urbains semblent si proches des sols alluviaux, une différence a notamment été observée sur le degré d'évolution des matériaux hérités, notamment dans les sols les plus jeunes. En effet, si des sols urbains peuvent être considérés comme très jeunes de par leur récente mise en place (donnée fondée sur des témoignages et des archives historiques), ils sont souvent constitués de matériaux organiques transformés (ex : compost ayant subi une pré-humification) ou à structure grumeleuse (ex : terre végétale à structure proche de celle d'un horizon organo-minéral A). Ces

derniers offrent des conditions favorables au développement de la végétation et de la faune du sol et permettent ainsi l'accélération de différents processus (ex : intégration de la matière organique au sol) comparés à des sols alluviaux jeunes souvent peu « mûres ». Cependant, même si le phénomène n'a pas été observé pour les sols alluviaux étudiés, il n'est pas exclu que des apports extérieurs riches en limons fertiles, en matière organique ou encore en agrégats hérités de l'amont puissent aussi influencer rapidement l'évolution de sols alluviaux jeunes suite à la stimulation de l'activité biologique (Guenat *et al.*, 1999 ; Bullinger-Weber *et al.*, 2012).

Néanmoins, plusieurs études ont montré que les processus dans les sols urbains étaient souvent plus rapides comparés à ceux des sols naturels (Strehler, 1997; Seré, 2007; Pey, 2010). Dans un sol artificiel formé à base de compost et des remblais calcaires, Strehler (1997) a notamment mis en évidence des processus de décarbonatation s'opérant dès la mise en place des sols, avec une interaction de la fraction organique avec la fraction minérale perceptible après une année (Bureau, 1995, *in* Strehler, 1997). Dans des sols construits majoritairement à base de sous-produits papetiers, Seré (2007) et Pey (2010) ont aussi montré des réactions parfois intenses avec une cinétique rapide de processus (e.g. décarbonatation), une phase organique et minérale associée, une structure grumeleuse à polyédrique observées dès les premiers stades de mise en place des sols. Parallèlement, l'étude expérimentale menée en laboratoire a montré que les processus étudiés (structuration des sols, minéralisation du carbone et de l'azote) étaient aussi généralement plus marqués dans les sols urbains par rapport aux sols alluviaux après trois mois d'incubation. La faible teneur en matière organique dans le sol urbain a pu en partie influencer l'accélération de l'activité de bioturbation par les vers de terre (*A. chlorotica* et *A. rosea* combinés) et ainsi augmenter la dynamique de la matière organique. Mais globalement, la nature des processus étudiés dans le sol urbain était similaire au sol alluvial excepté pour le phosphore biodisponible.

En résumé, l'âge de mise en place des sols urbains reflète plus ou moins le degré d'évolution des sols. Si cette relation est globalement vérifiée pour les sols les plus anciens, celle-ci reste plus difficile à mettre en évidence pour les sols plus jeunes. En effet, certains jeunes sols urbains, tout comme certains jeunes sols alluviaux, peuvent acquérir rapidement des propriétés physicochimiques, pédologiques et fonctionnelles proches de celles des sols anciens, notamment celles qui sont liées à la nature des matériaux hérités. Ces résultats renforcent l'idée que les sols alluviaux peuvent ainsi servir de système de référence pour les sols urbains, et qu'une certaine généralisation des résultats concernant les perturbations, la nature et la résilience des processus (structuration du sol, dynamique de la matière organique) est possible entre les sols urbains et naturels. Ceci laisse aussi supposer qu'en ville, la fourniture de services écosystémiques est quasi identique à celle d'un système naturel (ex: régulation du climat, production primaire).

Particularités des sols urbains et des communautés de la faune du sol

La mise en place des sols, particulièrement dans le contexte urbain, induit des perturbations physico-chimiques entraînant divers stress (sécheresse, faible teneur en éléments nutritifs) (Griffiths & Philippot, 2013). Ceux-ci limitent les conditions d'adaptation des organismes du sol et augmentent l'amplitude de leur niche écologique réalisée (niche écologique qu'une espèce est contrainte d'occuper dans un milieu donné) (Berg & Ellers, 2010, *in* Pey, 2010). Les propriétés physico-chimiques initiales des sols sont ainsi souvent capitales pour le maintien d'une diversité d'organismes du sol agissant sur plusieurs processus nécessaires à la fourniture des services écosystémiques (régulation du climat, production primaire).

Dans les sols urbains, trois cas peuvent être envisagés suivant le niveau de maturité des sols. La figure 22 résume, sous une forme synthétique comparative, l'ensemble de ces cas concernant les propriétés des sols, leur composition faunistique et les fonctions écosystémiques (structuration des sols, décomposition de la matière organique, cycle des éléments nutritifs) pouvant être assurées par

Perturbation du sol
Filtre environnemental

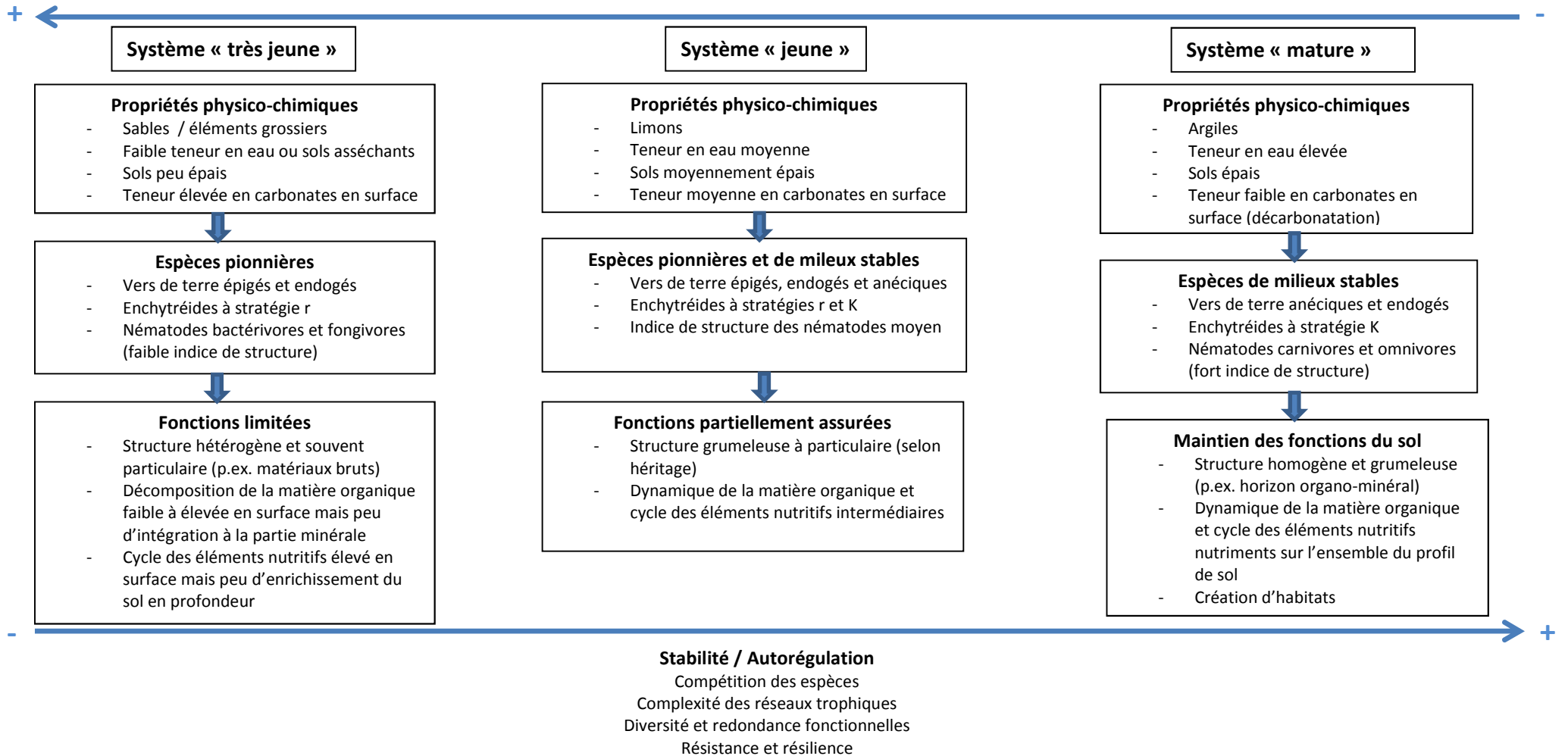


Figure 22 : Schéma synthétique de la perturbation du sol sur les propriétés physico-chimiques, les communautés de la faune du sol et le fonctionnement des sols urbains suivant le niveau de maturité des sols

les organismes du sol dans l'écosystème urbain. Dans le premier cas (colonne de droite), les propriétés physico-chimiques initiales (ex : structure, épaisseur du sol, teneur en eau, ressources trophiques) sont favorables au maintien des communautés de la faune du sol (dominance d'espèces à stratégie K). Le système sol est donc assez complexe et évolué (cas des sols matures), garantissant les fonctions essentielles (ex : intégration de la matière organique au sol). Dans le deuxième cas (colonne du milieu), les conditions initiales sont moyennement favorables au maintien des espèces et fragilisent le système (cas des sols jeunes). Les communautés de la faune du sol s'adaptent donc plus ou moins à la perturbation (mélange d'espèces K et r) et assurent une partie des fonctions essentielles. Enfin, dans le troisième cas (colonne de gauche), les propriétés physico-chimiques des sols sont défavorables (cas des sols très jeunes) au maintien des espèces avec un effet de filtre environnemental marqué (contrainte d'habitat) pour certains espèces (stratégies K) ou groupes fonctionnels (ex : vers anéciques), limitant certains processus écologiques nécessaires aux services écostémiques recherchés dans les sols urbains.

C'est notamment le cas dans les sols très jeunes amendés avec du compost (ex: 2010PR), où une majorité d'organismes pionniers (stratégies r avec maturation et reproduction rapides) va s'adapter à des environnements perturbés et à des conditions physico-chimiques spécifiques (Bouché, 1972, Bouché, 1977, Gerard, 1967, Satchell, 1967, *in* Le Bayon *et al.*, 2013). Dans ces sols, un pourcentage élevé de stratégies r chez les vers de terre (épigés) et les enchytréides, mais aussi un faible indice de structure chez les nématodes ont été observés, confirmant une plus grande instabilité. Cette situation peut s'expliquer par l'apport de matériaux riches en matière organique induisant une forte teneur en éléments nutritifs et pouvant simplifier les réseaux trophiques dans les sols, en favorisant les espèces pionnières à stratégie r (Vitousek *et al.*, 1997). Ces organismes pionniers se limitent souvent à une activité de surface de décomposition de la matière organique et interviennent peu sur la partie minérale du sol. Ils ne peuvent jouer un rôle d'intégrateurs de matière organique ou même modifier la structure des sols en profondeur, rôles majoritairement assurés par les vers de terre anéciques.

Pour les systèmes jeunes, un niveau de biodiversité égale, voire supérieur (ex : combinaison d'espèces à stratégies r et K) aux systèmes matures a été observé, notamment en raison d'une plus faible compétition entre les espèces. Cette relation entre biodiversité et perturbation suit en partie l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (Grime, 1973; Connell, 1978). Il paraît donc tout à fait envisageable que le maintien ou l'augmentation de la diversité dans les systèmes jeunes permettent de bonnes résistances et résiliences aux stress engendrés par une perturbation (Postma-Blaauw *et al.*, 2012; Griffiths & Philipot, 2013). Cependant, la diversité des espèces n'est pas toujours liée à une plus grande diversité de fonctions écologiques. C'est par exemple le cas si l'on prend en compte les sols très jeunes amendés avec du compost qui regroupent une majorité de décomposeurs à niches écologiques proches. Le bon fonctionnement du sol repose donc aussi sur les effets de différentes espèces clés (ex : anéciques) ou groupes fonctionnels mis en jeu dans les fonctions des sols (Bengtsson, 1998).

Ces relations entre perturbation, propriétés physico-chimiques des sols et structure des communautés dans le contexte urbain, ont aussi été étudiées dans les sols alluviaux (Bullinger-Weber *et al.*, 2007; Salomé *et al.*, 2011 ; Fournier *et al.*, 2012). Strehler (1997) a notamment montré une rapide colonisation par la faune dans des sols artificiels formés avec du compost et des remblais calcaires avec une diversité proche d'un sol naturel. Dans notre cas, bien que les communautés de la faune du sol aient été principalement étudiées en contexte urbain, des résultats proches ont été observés dans les sols alluviaux en termes de densité, indices de diversité et structure des communautés (Tableau 14 et Annexe 2).

Table 14 : Comparaison des valeurs moyennes (\pm écart type) de diversité et densités des trois groupes de faune étudiés entre les sols urbains et les sols alluviaux.

Groupe de faune du sol	Variables	Sols urbains (18 sites)	Sols alluviaux (5 sites)
Vers de terre	Densité moyenne (ind.m ⁻²)	220 \pm 144	147 \pm 122
	Richesse moyenne	5 \pm 1.7	6 \pm 1.9
	Indice de diversité de Simpson moyen	2.6 \pm 1.2	3.7 \pm 1.1
	Eveness de Piélou moyenne	0.7 \pm 0.2	0.8 \pm 0.1
	Proportion moyenne d'épigés (%)	11.2 \pm 20.1	4.6 \pm 13
	Proportion moyenne d'endogés (%)	51.8 \pm 31.2	66.4 \pm 18.4
	Proportion moyenne d'anéciques (%)	37.0 \pm 33.1	29.0 \pm 8.4
	Épaisseur du sol ⁶	+	-
Enchytréides	Densité moyenne (ind.m ⁻²)	20 130 \pm 15 261	14 689 \pm 4 074
	Richesse moyenne	9 \pm 3.3	12 \pm 2.1
	Indice de diversité de Simpson moyen	4.2 \pm 1.2	5.6 \pm 1.7
	Eveness de Piélou moyenne	0.7 \pm 0.2	0.8 \pm 0.05
	Proportion moyenne de stratégies r (%)	41.6 \pm 21.8	38.2 \pm 15.1
	Teneur en carbonates	+	- (pH KCl ⁷)
Nématodes	Richesse moyenne	16 \pm 3.2	18 \pm 4.8
	Indice de diversité de Simpson moyen	6.6 \pm 2.8	15.4 \pm 4.2
	Eveness de Piélou moyenne	0.8 \pm 0.1	1.0 \pm 0.01
	MI _{2.5} (indice de maturité)	1.1 \pm 0.4	1.6 \pm 0.4
	EI (indice d'enrichissement)	84.5 \pm 13.7	71.2 \pm 12.5
	SI (indice de structure)	83.6 \pm 12.4	88.8 \pm 9
	Teneur en eau	+	- (argiles)

En prenant en compte les données moyennes des sols urbains et alluviaux, l'indice de structure (SI) moyen pour les nématodes, les proportions des différentes catégories écologiques pour les vers de terre et la proportion de stratégies r sont globalement proches. Seules les variables physico-chimiques les mieux corrélées aux communautés diffèrent mais ne sont pas opposées, comme la teneur en eau et la teneur en argile pour les nématodes. Aussi bien dans les sols alluviaux que dans les sols urbains, la densité et la diversité de vers de terre sont souvent plus élevées dans les sols matures, en raison d'un plus grand nombre de vers anéciques et endogés (Annexe 1). Pour les enchytréides, aucune différence n'a été observée concernant la densité d'individus. En revanche, une plus haute diversité (richesse spécifique) et une plus faible proportion de stratégies r ont été relevées dans les sols les moins perturbés comparativement aux sols les plus jeunes. Pour les nématodes, des indices de structure plus élevés ont été observés dans les sols les plus matures confirmant, une stabilité plus forte de ces sols et une plus faible vulnérabilité aux perturbations.

⁶ variable la mieux corrélée aux communautés de la faune du sol en sols urbains

⁷ variable la mieux corrélée aux communautés de la faune du sol en sols alluviaux

Pour chaque catégorie de taille, les communautés de vers de terre, enchytréides et nématodes sont révélatrices de certaines particularités des sols urbains, notamment celles qui concernent leur stabilité et leur fonctionnement. Dans les sols urbains âgés et matures, les propriétés physico-chimiques sont souvent favorables à une diversité et à une redondance fonctionnelles élevées utiles au maintien de fonctions essentielles : structuration des sols, décomposition de la matière organique. À l'inverse, dans les sols très jeunes hautement perturbés, les conditions physico-chimiques sont souvent très spécifiques (ex: apport de compost), favorisant des espèces souvent « instables » à stratégie r, ne permettant pas au système sol de s'autoréguler et de fonctionner de manière optimale. Les structures des communautés apportent ainsi une indication temporelle précieuse sur la stabilisation et la maturation progressive du système sol (de quelques années à quelques siècles). À travers l'étude des stratégies de vie et/ou des groupes fonctionnels, chaque groupe faunistique permet donc de donner une indication sur le niveau de fonctionnement du sol (ex: intégration de la matière organique au sol, cycle des éléments nutritifs) et ainsi d'évaluer l'aptitude de ce dernier à contribuer à la fourniture de services écosystémiques.

Pertinence des groupes de faune étudiés pour la bioindication en sols urbains

À différents niveaux trophiques, la faune du sol est probablement le meilleur indicateur des perturbations car celle-ci donne une idée à la fois globale et sectorielle du fonctionnement du sol (Brussard *et al.*, 1998; Hodkinson & Jackson, 2005; Lavelle *et al.*, 2006; Griffiths & Philipot, 2013; Gobat *et al.*, 2013). La faune du sol peut ainsi être utilisée comme un indicateur environnemental lié aux propriétés physicochimiques des sols ou comme un indicateur écologique plus lié au fonctionnement des sols (McGeoch, 1998, *in* Hodkinson & Jackson, 2005). Nos résultats ont montré que les communautés de vers de terre, enchytréides et nématodes n'étaient pas corrélées entre elles et que ces groupes jouent probablement des rôles différents et complémentaires dans les sols urbains. Les paragraphes suivants discutent ainsi la potentialité de chaque taxon étudié d'être utilisé

comme bioindicateurs du fonctionnement des sols urbains. Puis, une comparaison de ces derniers est réalisée avec des indicateurs biologiques définis dans d'autres programmes d'évaluation de la qualité des sols.

Les vers de terre, ingénieurs des sols (Jones *et al.*, 1994 ; Lavelle *et al.*, 2006), sont de loin les organismes du sol les plus étudiés et ont démontré leur potentiel en tant que bioindicateurs dans de nombreux écosystèmes (Edward & Bohlen, 1996; Strehler, 1997; Fonte *et al.*, 2009; Pey, 2010; Pérès *et al.*, 2011 ; Fournier *et al.*, 2012 ; ADEME, 2012 ; Jänch *et al.*, 2013). Leur large distribution et leurs catégories écologiques (épigés, endogés et anéciques) sont souvent bien connues, permettant ainsi une identification rapide, peu coûteuse et donnant une information précise sur l'état de fonctionnement global des sols. Dans les sols urbains étudiés, les communautés de vers de terre sont de bons indicateurs des conditions de mise en place des sols, en étant étroitement corrélés à leur épaisseur. Par exemple, moins de vers anéciques ont été retrouvés dans les sols peu profonds. Les vers de terre endogés (ex : *A. chlorotica*) sont aussi particulièrement attractifs en tant que bioindicateurs dans les sols urbains car ils sont les plus abondants et ils améliorent la structure du sol en assurant en permanence la formation de nouvelles galeries (jusqu'à une moyenne de 2 km de galeries par mètre carré après trois mois d'incubation en microcosmes, *obs. pers.*). Cette forte activité de bioturbation permet la fourniture de nombreux services écosystémiques comme l'infiltration et le stockage de l'eau dans le sol, la décomposition et l'intégration de la matière organique, mais aussi le cycle des éléments nutritifs grâce à la stimulation des bactéries (Bernard *et al.*, 2012). Leur aptitude à vivre dans des sols peu profonds, faiblement dotés en éléments nutritifs (ex : *A. chlorotica*), leur faible sensibilité aux conditions de transport et de stockage des sols (Glasstetter, *com. pers.*, 2013), leur stratégie de survie souvent mieux adaptée que celle des anéciques (ex : production supérieure de cocons), les placent parmi les premiers acteurs de la structuration des sols les plus jeunes. À travers des observations micromorphologiques, Strehler (1997) a notamment montré que les vers de terre endogés contribuent de manière significative à

l'agrégation des constituants organo-minéraux et à la structuration des sols artificiels après quelques années seulement de mise en place d'un sol.

Les enchytréides (mésafaune) ont fait l'objet de quelques études en milieux naturels ou agricoles (Schultle *et al.*, 1989; Beylich & Graefe, 2009; Rota *et al.*, 2013 ; Römbke *et al.*, 2013) mais restent encore très peu étudiés comparés aux vers de terre. En tant que premiers décomposeurs ou ingénieurs de la litière, ils occupent une position clé dans le processus de décomposition de la matière organique et permettent de renseigner sur les perturbations physico-chimiques des sols en surface (Didden *et al.*, 1997; Cole *et al.*, 2002 ; Schlaghamerský & Pižl, 2009; Römbke *et al.*, 2013). Dans les sols urbains, les communautés d'enchytréides sont significativement corrélées à la teneur en carbonates (CaCO₃) des sols, reflétant ainsi des pratiques courantes de mélange ou d'apport de matériaux carbonatés dans les sols urbains. La diversité (richesse spécifique), la structure de la communauté ainsi que les différentes stratégies de vie (r vs K) des enchytréides renseignent sur la stabilité des sols. En Allemagne, une étude a notamment comparé des prairies extensives à des pelouses de parcs urbains piétinées (Römbke *et al.*, 2013). Aucune différence n'a été observée en termes de densité d'enchytréides mais une plus grande richesse spécifique a été observée dans les prairies extensives (15 espèces contre 9 dans les parcs urbains). De leur côté, Schlaghamerský & Pižl (2009) ont montré une part plus élevée d'espèces d'enchytréides à stratégie r (majoritairement *Buchholzia sp.* et *Enchytraeus sp.*) dans des sols urbains hautement perturbés par le piétinement. En comparant nos résultats à ceux d'autres villes européennes (Schulte *et al.*, 1989; Schlaghamerský & Pižl, 2009; Römbke *et al.*, 2013), la plupart des espèces d'enchytréides identifiées correspondent à nos observations, ce qui permet une possible généralisation des résultats et la définition d'indicateurs globaux à l'échelle des villes européennes. De nouvelles recherches sont néanmoins nécessaires afin de définir la distribution chorologique des espèces, leurs différents rôles fonctionnels (épi, épi-endo et endogés), leurs stratégies (r ou K) ainsi que leurs relations avec les propriétés des sols (Römbke *et al.*, 2013).

Enfin, les nématodes (microfaune) donnent une information essentielle sur l'état des réseaux trophiques dans le sol (Figure 23) en répondant rapidement aux perturbations qu'il subit (Bongers & Ferris, 1999; Ferris *et al.*, 2001). Ils sont reconnus comme des bioindicateurs pertinents de la qualité des sols agricoles et des sols contaminés (Bongers & Ferris, 1999 ; Salamun *et al.*, 2012; Ugarte *et al.*, 2013), à travers l'utilisation de différents indices basés sur les classes fonctionnelles (ex: carnivores, herbivores, parasites) et les stratégies de vie (c-p) (Ferris *et al.*, 2001).

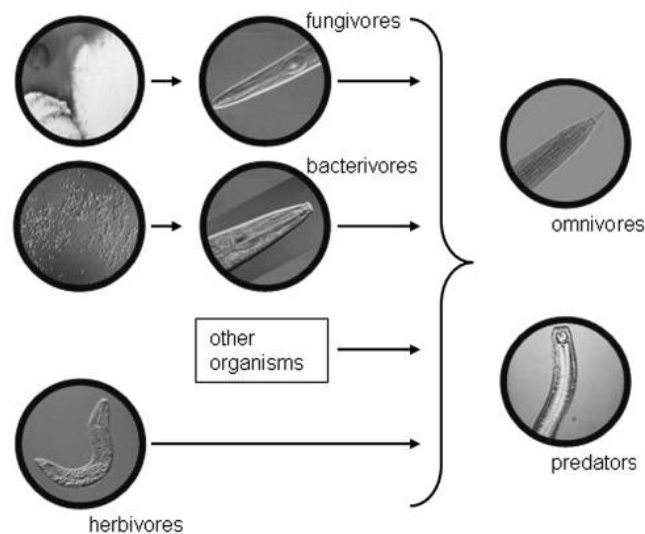


Figure 23 : Liens trophiques des nématodes suivant leurs classes fonctionnelles (Ferris & Bongers, 2006).

L'indice de structure (SI) est un bon indicateur renseignant sur la stabilité du sol, fondé sur la complexité des réseaux trophiques (présence des prédateurs et des omnivores). Par exemple, des genres indicateurs de structure trophique complexe comme *Aporcelaimellus* (carnivore à long cycle de vie et à faible taux de reproduction) ont essentiellement été retrouvés dans les sols urbains les plus âgés (REFUP, 18thPD, 19thTC et 19thTU), démontrant une fois de plus que la complexité des réseaux trophiques va de pair avec la stabilité et le maturation des systèmes écologiques (Sánchez-Moreno *et al.*, 2011; Gobat *et al.*, 2013). Ce genre est intolérant aux stress et préfère les milieux non perturbés (Bongers & Ferris, 1999). Le stress hydrique peut donc expliquer en partie la forte corrélation entre les communautés de nématodes et la teneur en eau du sol. L'indice d'enrichissement (EI) répond quant à lui aux variations de disponibilité en éléments nutritifs (ADEME, 2012). Il peut être fortement influencé par les pratiques liées notamment à la fertilisation des sols.

Un genre indicateur d'enrichissement comme *Rhabditis* (bactérovore à cycle de vie court et taux de reproduction élevé) a par exemple été retrouvé en abondance dans les sols les plus jeunes amendés avec du compost (1970JR, 1995HR, 1995RP et 2010PR), démontrant clairement l'effet de l'apport d'éléments nutritifs sur la structure de la communauté de nématodes. Son amplitude écologique est aussi très grande et lui permet de se maintenir et se développer dans les sols les plus perturbés (Bongers & Ferris, 1999). Enfin, l'indice de maturité (MI) permet d'évaluer le niveau de stabilité d'un sol en prenant en compte les nématodes coloniseurs et persistants.

En comparant les indicateurs retenus dans le cadre du programme européen ENVASSO (Huber *et al.*, 2008) ou le projet français Bioindicateurs (ADEME, 2012) avec ceux proposés dans les sols urbains dans le cadre de cette étude (Projet BUS) (Tableau 15), nous confirmons que certains au moins des bioindicateurs développés en sols naturels ou agricoles sont transposables aux sols urbains et répondent à certaines particularités fonctionnelles des sols urbains.

Table 15 : Comparaison des bioindicateurs des sols retenus dans différents programmes.

Programme bioindicateurs des sols	Macrofaune Formation et entretien de la structure des sols Intégration de la matière organique	Mésafaune Fragmentation, transformation et minéralisation de la matière organique	Microfaune et/ou microflore Activation et sélection des microorganismes Cycle des éléments nutritifs
ENVASSO, 2008	Abondance, biomasse et richesse spécifique des vers de terre Catégories écologiques des vers de terre	Abondance et diversité des collemboles (abondance et diversité des enchytréides si pas de vers de terre)	Respiration microbienne
ADEME, 2012	Densité et biodiversité des communautés de vers de terre Catégories écologiques des vers de terre	Abondance des microarthropodes du sol (Acariens et Collembolés) Richesse, diversité et groupes fonctionnels des collemboles	Abondance et diversité fonctionnelles des nématodes (indices de structure et d'enrichissement) Respiration, diversité et biomasse microbienne Biomasse fongique
Projet BUS, 2014	Densité de vers de terre (endogés) Catégories écologiques des vers de terre	Abondance et diversité des enchytréides Proportion de stratégies r chez les enchytréides	Proportion et diversité fonctionnelle des nématodes (indice de structure)

Certains indicateurs semblent ainsi mieux se dégager (ex : vers de terre), notamment lorsqu'ils sont impliqués dans des processus d'origine physique comme la compaction du sol ou les apports de compost, deux processus fortement dépendant de l'activité humaine en ville. Cependant,

contrairement aux indicateurs physiques et chimiques, l'utilisation d'indicateurs biologiques des sols reste souvent difficile car le sol est un système complexe aux propriétés diverses faisant l'objet de multiples interactions à différents niveaux trophiques (Girard *et al.*, 2008 ; Gobat *et al.*, 2013). De plus, dans les sols urbains, un bon bioindicateur doit faire plus ressortir les variations liées aux perturbations humaines que les propriétés « naturelles » des sols (ex : type de matériaux parentaux) (Hodkinson & Jackson, 2005; ADEME, 2012). Le grand défi de cette décennie est donc de mieux comprendre et évaluer les conséquences des modifications du sol sur la biodiversité afin de développer une base de connaissances pour la restauration et l'utilisation durable des sols (LEUR biodiversity working group, 2010).

Enfin, les groupes de faune étudiés - reconnus comme de bons bioindicateurs pour les milieux naturels ou agricoles - semblent transposables dans le contexte urbain et répondent aux particularités fonctionnelles des sols urbains. Aucune relation entre les communautés faunistiques n'a été observée, démontrant que les vers de terre, les enchytréides et les nématodes sont complémentaires et jouent des rôles différents. Chaque groupe indique des propriétés spécifiques aux sols urbains, notamment les conditions de leur mise en place (épaisseur du sol), leur stabilité (âge des sols) ou encore leur mode de gestion (arrosage, apports de matériaux). Ces indicateurs contribuent ainsi à mieux gérer et évaluer l'aptitude des sols à fournir les services écosystèmes recherchés (régulation du climat, production primaire) dans l'écosystème urbain.

Chapitre 7

Conclusion générale et perspectives

Ces travaux interdisciplinaires et novateurs ont permis de mettre au jour certaines particularités des sols urbains de Neuchâtel à travers l'étude du contexte historique, des propriétés physicochimiques, des communautés de la faune du sol, ainsi que de leurs rôles fonctionnels respectifs nécessaires à la fourniture de services écosystémiques recherchés dans l'écosystème urbain. Ce dernier chapitre fait le bilan des travaux menés à travers une conclusion générale axée sur les particularités des sols urbains, le potentiel indicateur des groupes de faune étudiés et les possibilités d'application en ville. Elle ouvre, par la suite, sur des perspectives de recherche sur les sols dans le contexte urbain.

Conclusion générale

Âge et degré d'évolution des sols, une relation complexe dans l'écosystème urbain

Contrairement à ce que nous avons pensé au départ, le gradient de perturbation des sols urbains ne suit que partiellement le gradient temporel. En effet, si les sols anciens sont souvent plus matures, car stabilisés depuis plus longtemps, certaines interventions humaines récentes permettent à des sols jeunes d'acquiescer assez rapidement certains caractères de sols plus anciens. C'est en particulier le cas de sols reconstitués ou artificiels dans lesquels de la matière organique ou des matériaux à structure grumeleuse ont été rapportés afin d'accélérer l'activité biologique des sols, en vue d'y implanter un couvert végétal rapidement. Des sols urbains du même âge peuvent donc présenter des degrés d'évolution différents suivant la nature des dépôts hérités, influençant par la même occasion la vitesse des processus. À travers nos résultats et ceux d'autres travaux, des observations similaires ont été reportées dans les sols alluviaux, mettant en évidence des propriétés physico-chimiques (teneur en argile), pédologiques (horizon organo-minéral) et fonctionnelles proches des sols urbains à tous les stades d'évolution des sols. Les sols alluviaux semblent donc être une bonne référence naturelle pour les sols urbains, en permettant notamment de détecter une éventuelle perte de

fonctionnalité des sols suivant le degré de perturbation des sols. Cette référence peut aussi servir de « guide », de support pédologique lors de la réinstallation d'un sol après chantier ou l'aménagement *de novo* d'un sol urbain. On peut aussi s'inspirer de la mosaïque très grande des sols observée dans une zone alluviale active, à tous les degrés de maturation, si l'on désire reconstituer un « paysage pédologique » harmonieux et complet en milieu urbain.

Au bilan : des bioindicateurs confirmés en sols urbains !

Pour chaque catégorie de taille, les vers de terre, les enchytréides et les nématodes sont des indicateurs biologiques complémentaires et applicables dans le contexte urbain. Ces groupes faunistiques permettent ainsi d'assurer divers rôles fonctionnels favorisant la fourniture de services écosystémiques recherchés dans l'écosystème urbain. Cela concerne des aspects physiques (ex : structuration du sol et régulation du régime hydrique par les vers de terre, décomposition de la matière organique par les enchytréides,) chimiques (ex : cycle des éléments nutritifs assurés par les nématodes) et biologiques (ex : stabilité et complexité des réseaux trophiques, donc de la biodiversité, mises en évidence par les nématodes). L'étude de ces trois groupes en lien avec l'âge, les propriétés physico-chimiques et fonctionnelles des sols a globalement aussi permis d'apporter une indication sur les conditions de mise en place des sols (ex : épaisseur des sols) et une indication temporelle précieuse sur la stabilisation et la maturation progressive du sol à moyen terme (quelques siècles) à travers l'étude des stratégies de vie (*r* vs *K*) et/ou des groupes fonctionnels. De par leur répartition ubiquiste, leur abondance, leur facilité d'extraction et d'identification au niveau de l'espèce ou d'un groupe fonctionnel, les vers de terre (notamment les vers endogés), les enchytréides et les nématodes contribuent – comme dans les systèmes naturels ou agricoles - au développement d'outils de bioindication dans les sols urbains. Cependant, l'exploration d'un plus grand nombre de sites et de situations de sols est une nécessité avant de pouvoir proposer une méthodologie d'application dans le contexte urbain.

Quelle applicabilité en ville?

L'approche spatio-temporelle des travaux menés permet d'avoir une vision holistique du fonctionnement de l'écosystème urbain, en particulier de son sol, et contribue ainsi à mieux définir les enjeux et les mesures d'application à différentes échelles (à partir de l'agrégat jusqu'au paysage). La figure 24 détaille de manière synthétique les rôles pouvant être assurés par les organismes du sol en ville.

À l'échelle de l'agrégat, la majeure partie des habitats des organismes du sol y est représentée. Avec les plantes, les champignons et la microflore ainsi que la faune du sol sont les principaux acteurs de l'agrégation des sols (formation du complexe argilo-humique), de la décomposition de la matière organique et du cycle des éléments nutritifs. Les différents groupes fonctionnels jouent un rôle clé dans l'organisation des niveaux supérieurs en contribuant étroitement à la durabilité de l'écosystème urbain.

À l'échelle du profil de sol (le solum), l'activité des organismes du sol est étroitement liée à la nature des matériaux et au mode de mise en place (ex : épaisseur du sol), influençant par conséquent la vitesse des processus (pédogenèse, croissance végétale). Les matériaux phares utilisés sont souvent des matériaux terreux à structure grumeleuse (la « terre végétale ») ou encore de la matière organique (compost) afin de stimuler l'activité biologique des sols. Cependant, si l'apport de terre végétale peut être bénéfique à l'implantation de communautés faunistiques diversifiées et à certains processus (intégration de la matière organique au sol), l'utilisation intensive de compost peut simplifier les réseaux trophiques en offrant un habitat uniforme et spécifique (forte teneur en azote minéral, anoxie) à certaines espèces (ex : enchytréides à stratégie r). La nature des matériaux et leur mode de mise en place sont donc déterminants dans le mode de fonctionnement des sols et la durabilité des écosystèmes. Dans le contexte urbain, la définition d'un indice de maturité du sol fondé sur le degré d'agrégation du sol (ex : premier horizon), l'épaisseur du sol et la prise en compte des différents groupes et indices fonctionnels étudiés (catégories écologiques de vers de terre,

proportion d'enchytréides à stratégie r, indice de structure des nématodes) serait adapté afin d'évaluer la stabilité du sol et sa capacité à fonctionner. Cet indice global permettrait, par la suite, de mettre en place des mesures concrètes de gestion des sols urbains par les aménageurs comme les pratiques d'entretien (fertilisation) des espaces urbains.

Enfin, à l'échelle du paysage, la fragmentation des habitats est un facteur clé de la répartition des espèces. La définition d'un indice de connectivité fondé sur la typologie des milieux, la distance entre les sites ou encore la topographie permettrait aux décideurs de développer une meilleure cohérence urbaine et de mieux cibler les aménagements à réaliser comme la création de corridors écologiques (p.ex. haies, chemins non goudronnés, etc.) entre les sites. Cette mesure faciliterait le transfert des espèces entre les espaces, permettant ainsi de maintenir ou d'augmenter la biodiversité (ex : brassage génétique), mais aussi « refonctionnaliserait » certains sols, notamment par l'arrivée d'espèces ingénieurs du sol comme les vers de terre endogés.

Au final, des outils d'évaluation des sites et des sols urbains, comme cités ci-dessus, peuvent aider à la prise de décision des gestionnaires. Ils contribuent à améliorer la cohérence des aménagements et la gestion durable des espaces urbains.

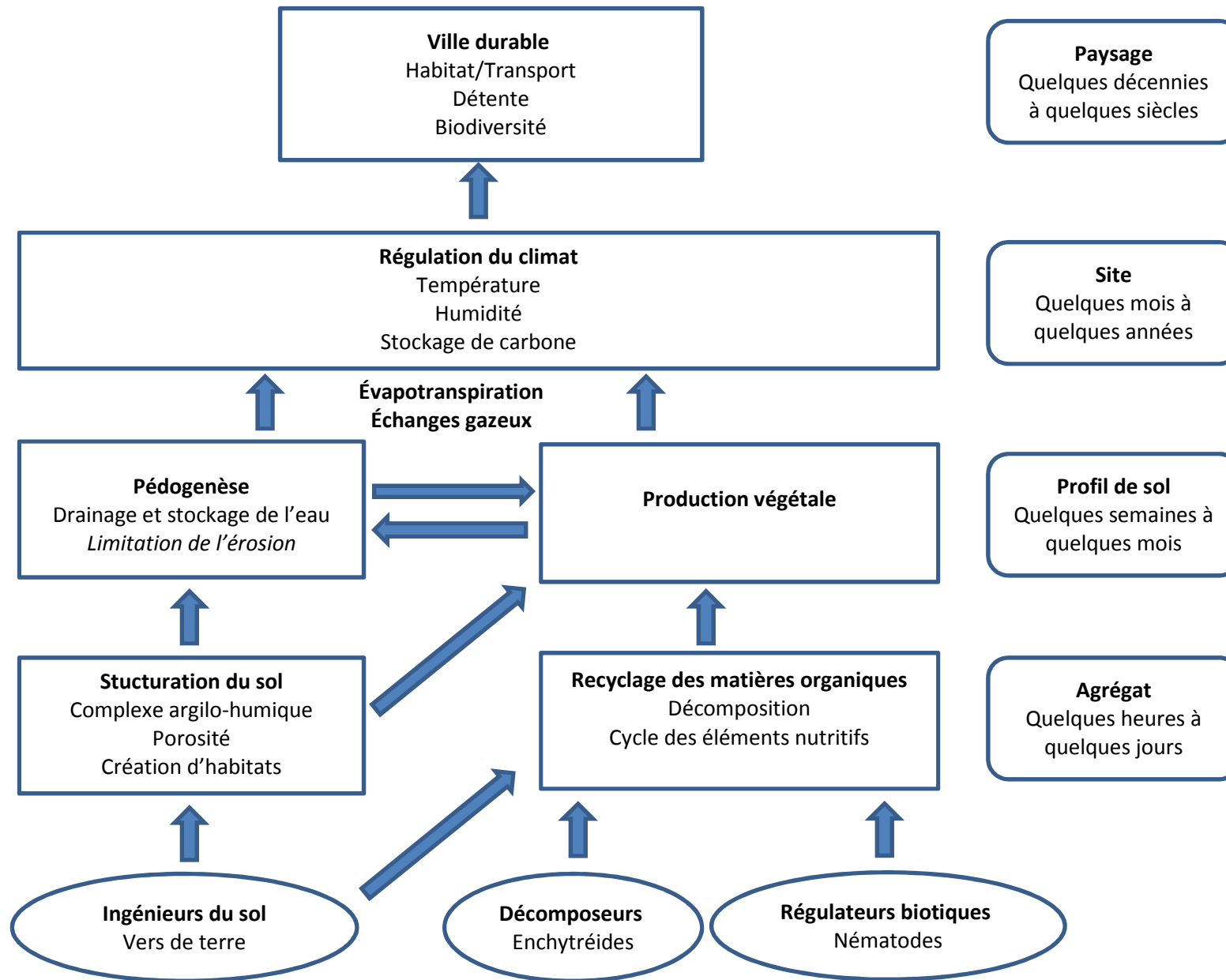


Figure 24 : Schéma de synthèse des rôles pouvant être assurés par la faune du sol étudiée en ville à différentes échelles spatio-temporelles

Perspectives

Compte-tenu des limites mentionnées précédemment, et aussi du fait que les recherches concernant les sols urbains et leur faune sont récentes, de nombreuses perspectives de recherche sont ouvertes.

Tout d'abord, les travaux réalisés et les résultats obtenus dans ce travail sont représentatifs d'une partie seulement des sols de parcs et espaces verts de Neuchâtel, représentant à leur tour une petite partie des sols urbains de la cité. Si la relative homogénéité intrasite a été un atout afin de caractériser les propriétés physicochimiques et fonctionnelles des sols ainsi que les communautés de la faune du sol, relativement peu de corrélations significatives sont ressorties entre les groupes de faune du sol étudiés et les propriétés des sols urbains. Ceci s'explique notamment par le faible nombre de sites étudiés – mais c'était déjà un maximum possible ! – mais aussi par le choix préalable d'un gradient temporel pour l'échantillonnage. Cette décision initiale, fondée sur une hypothèse réaliste d'évolution, nous a « forcé » à laisser de côté de nombreuses situations d'âge semblable mais aux utilisations territoriales différentes. Afin de pallier cette limitation, d'autres travaux pourraient être menés en augmentant le nombre de sites et de situations, pour tenir compte par exemple de sols très compactés (ex: zone de piétinement intense) ou asséchés (ex : sol à l'abri des toits), de sols de mines ou de carrières parfois contaminés, de sols hyper-eutrophisés (à forte concentration déjections de faune domestique), ou encore de sols à surface très réduite, (sols de bermes routières centrales, de centres de giratoires routiers, de petits talus, de zones à pavage ouvert, etc.). À cela s'ajoutent d'autres caractéristiques typiques des sols urbains à étudier. On peut penser à la fragmentation et à la connectivité des habitats, cette dernière étant très réduite par les voies de circulation; ceci doit fortement contraindre le renouvellement des populations, en regard du potentiel de déplacement et de colonisation des espèces. Un autre aspect à considérer est celui de l'introduction volontaire ou involontaire d'organismes du sol, notamment suite au transport et au dépôt de matériaux terreux exogènes (Glasstetter, 2012). À l'échelle de la Suisse, il faudrait aussi tenir compte de situations climatiques assez différentes de celles de Neuchâtel (Valais central, Tessin, par exemple).

La prise en compte d'un plus grand nombre de perturbations (ex : pollution, compaction, épandage de produits phytosanitaires, fertilisation minérale ou organique, fragmentation des habitats) et une caractérisation précise de celles-ci (nature, fréquence et intensité) est aussi une nécessité afin de mieux comprendre les effets d'une perturbation ou d'une autre sur le fonctionnement global des sols. De plus, les propriétés physico-chimiques des matériaux parentaux constituant initialement les sols ne sont bien souvent pas connues, limitant la détection de processus *in situ* suite à la mise en place des sols. Leur prise en compte est essentielle afin de mieux expliquer, quantifier et prédire la vitesse de certains processus, notamment celle liée à l'activité des organismes du sol (Griffiths & Philipot, 2013) dans l'écosystème urbain. Cette étape permettrait également d'aider à modéliser l'effet des perturbations sur la dynamique des communautés de la faune étroitement liée au fonctionnement du sol.

À cela, il est à ajouter que l'étude a été réalisée au moyen d'une approche synchronique des sols et de sa faune. Or, la variabilité spatio-temporelle des paramètres biologiques, physico-chimiques et fonctionnels peut s'avérer parfois élevée dans les sols soumis à des perturbations récurrentes dans l'écosystème urbain. L'avantage du biomonitorage est que les communautés de la faune du sol intègrent l'effet cumulé de changements environnementaux sur des périodes mesurées, d'où l'utilité de sites de suivi (ex: réseau NABObio pour la Suisse). D'ici quelques années, les sites étudiés peuvent donc faire l'objet de nouvelles analyses et de nouveaux prélèvements de la faune afin d'avoir une idée de la dynamique des communautés et du fonctionnement des sols. Dans notre cas d'étude, il a été difficile d'estimer l'effet direct d'une perturbation sur la stabilité du système, les situations *ante* n'étant généralement pas connues. Des prélèvements avant et après perturbation à différentes dates permettraient d'avoir une idée plus précise de la résistance et de la résilience du sol. White & Jentsch (2001) ont ainsi évalué les effets d'une perturbation d'un système par sa déviation par rapport à un état ou une dynamique de référence. Dans le cas des sols urbains, une comparaison avec des sites de référence locaux essentiellement soumis aux variations « naturelles » (ex : sols alluviaux, qui se sont avérés pertinents) est nécessaire, afin d'évaluer les conséquences de différentes activités humaines

sur le fonctionnement des sols. Bien que parfois difficile à estimer, la variable « âge des sols » reste, cependant, pertinente car elle permet de travailler sur une échelle de temps élargie (de quelques années à quelques siècles), donnant une information précieuse sur la stabilité et la maturation progressive du système sol, même si ce gradient n'est pas toujours corrélé aux caractéristiques des sols et communautés observés.

De manière plus générale et afin de mieux caractériser les particularités des sols urbains, d'autres paramètres physico-chimiques et fonctionnels *in situ* auraient pu être étudiés à des échelles plus fines. Par exemple, certaines activités enzymatiques liées à la minéralisation de la matière organique (ex : uréase, phosphatase, glucosidase), la nature (macro, méso et micro) et la stabilité des agrégats, la perméabilité des sols (mesure du potentiel hydrique ou de la conductivité hydraulique du sol), la compaction (ex : mesure par pénétrométrie) ou encore le dosage de contaminants (ex : le plomb, le zinc, le cuivre, les HAP et les PCB) auraient pu élargir l'étude des relations entre les communautés de la faune du sol et les propriétés spécifiques des sols urbains. Dans le cadre de l'étude expérimentale, des analyses complémentaires auraient également pu être réalisées, comme la simulation informatique de l'infiltration et du stockage de l'eau dans le sol afin d'en caractériser son fonctionnement hydrique. L'analyse de lixiviats par ajout d'eau aurait aussi pu permettre de comprendre et comparer la nature et la cinétique de différentes réactions comme la décarbonatation (Seré, 2007) ou encore le transfert d'éléments nutritifs. L'analyse de la structure des communautés microbiennes aurait enfin pu permettre d'expliquer certaines différences de fonctionnement entre le sol urbain et alluvial, notamment concernant la dynamique du phosphore disponible suite à l'action des vers de terre. Ces analyses complémentaires permettraient de mieux comprendre et de quantifier certains processus (structuration des sols, infiltration et stockage de l'eau, décomposition de la matière organique, cycle des éléments nutritifs) afin de mieux évaluer le potentiel des sols urbains à fournir les services écosystémiques recherchés dans l'écosystème urbain.

Enfin, dans le cadre de nos travaux sur les sols urbains, la batterie d'indicateurs testée est restée limitée comparée à d'autres programmes (ENVASSO, 2008 ; ADEME, 2012). L'élargissement à d'autres communautés d'organismes (ex : microarthropodes, bactéries, champignons, plantes) permettrait de mieux cibler les relations entre les groupes de faune du sol et de mieux comprendre les processus mis en jeu (à différentes échelles spatiales et temporelles) dans le contexte des sols urbains. Des indicateurs globaux comme l'étude des traits fonctionnels (ou traits d'effet) (Parisi *et al.*, 2005; De Lange *et al.*, 2013) ont aussi un rôle à jouer dans le développement et l'application d'outils de bioindication, en facilitant notamment la calibration géographique et la comparaison avec des sols d'autres écosystèmes (ex : sols agricoles ou naturels). Ceux-ci permettent notamment d'évaluer les relations entre groupes fonctionnels et la contribution finale de ceux-ci au fonctionnement du sol. Ils peuvent aussi aider à la définition de valeurs limites de perturbation d'un système.

Pour ce faire, une meilleure connaissance de la diversité des organismes du sol est également une nécessité. Elle passe par la multiplication des études *in situ* et en laboratoire avec différents types de sols (ex : alluviaux, agricoles, urbains), différents niveaux de perturbation (ex : compaction, apport de matériaux exogènes) et différents taxons afin de faciliter la compréhension de processus liés à la fourniture de services écosystémiques recherchés en ville. Enfin, le développement et l'applicabilité de méthodes de bioindication dans les sols urbains passe aussi par l'utilisation de nouvelles techniques moléculaires comme par exemple le séquençage massif (ex : méthode Illumina), permettant d'étudier la diversité génétique et fonctionnelles des organismes du sol extraits directement à partir de leur milieu.

Ces perspectives permettent d'ouvrir sur de nombreux champs de recherche afin de continuer à améliorer les connaissances sur les sols urbains et leur faune. Néanmoins, les travaux réalisés ont déjà permis de montrer l'importance de l'interdisciplinarité dans le contexte urbain; l'intérêt de comparer les sols urbains à des sols naturels; et l'utilité de développer des approches novatrices comme l'étude des relations entre les groupes de faune ainsi que leurs relations avec les particularités des

sols urbains. Cette étude et les perspectives proposées devraient permettre une réelle avancée dans l'application d'outils de bioindication fiables afin d'évaluer le potentiel des sols à fournir des services écosystémiques essentiels à l'écosystème urbain.

Bibliographie

ADEME, 16 octobre 2012. Bioindicateurs pour la caractérisation des sols. Journée technique nationale – Paris 7ème, Recueil des interventions + fiches outils.

Beylich, A., & Graefe, U., 2009. Investigations of annelids at soil monitoring sites in Northern Germany: reference ranges and time-series data. *Soils organisms*. ISSN: 1864 – 6417. Volume 81 (2): 175–196.

Bengtsson, J., 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10: 191-199.

Bernard, L., Chapuis-Lardy, L., Razafimbelo, T., Razafindrakoto, M., Pablo, A.L., Legname, E., Poulain, J., Bruls, T., O'Donohue, M., Brauman, A., Chotte, J.L., Blanchart, E., 2012. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *ISME journal*, 6(1):213-222.

Bongers, T., & Ferris, H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *TREE*, 14(6): 224-228.

Brussard, P.F., Reed J.M., Tracy C.R., 1998. Ecosystem management, what it is really? *Landscape and Urban Planning*, 40:9-20.

Bullinger-Weber, Le Bayon, R.-C., G., Guenat, C., Gobat, J.-M., 2007. Influence of some physicochemical and biological parameters on soil structure formation in alluvial soils. *European Soil Journal of Soil Biology*, 43: 57-70.

Bullinger-Weber, G., Guenat, C., Salomé, C., Gobat, J.-M., Le Bayon, R.-C., 2012. Impact of flood deposits on earthworm communities in alder forests from a subalpine floodplain (Kandersteg, Switzerland). *European Journal of Soil Biology*, 49: 5-11.

Cole, L., Bardgett, R.D., Ineson, P., Hobbs, P.J., 2002. Enchytraeid worm (*Oligochaeta*) influences on microbial community structure, nutrient dynamics and plant growth in blanket peat subjected to warming. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 83-92.

Connell, J. H., 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199(4335): 1302- 1310.

De Lange, H.J., Kramer, K., Faber, J.H., 2013. Two approaches using traits to assess ecological resilience: A case study on earthworm communities. *Basic and Applied Ecology*, 14: 64-73.

Didden, W.A.M., Fründ, H.C., Graefe, U., 1997. Fauna in Soil Ecosystem. Chapter 5: Enchytraeids. Edited by Gero Benckiser. Marcel Dekker, Inc. New York. ISBN-10: 0824797868. 400 pp.

Edwards, C.A., & Bohlen, P.J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London, 426 pp.

- Ferris, H., Bongers, T., de Goede, R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology* (18): 13-29.
- Ferris, H., & Bongers, T., 2006. Nematode Indicators of Organic Enrichment. *Journal of Nematology*, 38 (1): 3-12.
- Fonte, S.J., Winsome, T., Six, J., 2009. Earthworm populations in relation to organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41(2): 206-214.
- Fournier, B., Samaritani, E., Shrestha, J., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C., 2012. Patterns of earthworm communities and species traits in relation to the perturbation gradient of a restored floodplain. *Applied Soil Ecology*, 59: 87-95.
- Frontier, S., Pichod-Viale, D., Lepretre, A., Davoult, D., Luczak, C., 2008. Ecosystèmes - structure, fonctionnement, évolution. *Dunod, Paris* (4e édition), 558 p.
- Girard, M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L., 2008. Sols et environnement 2e cycle - Cours, exercices et études de cas - Master, écoles d'ingénieurs, professionnels. Sciences sup. Dunod edition. ISBN: 2100055208. 816 pp.
- Glasstetter, M., 2012. Earthworm diversity in urban habitats of Basel (Northwestern Switzerland) (Oligochaeta: Lumbricidae). *Zoology in the Middle East*, 4: 95-102.
- Griffiths B.S., & Philippot L., 2013. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *Blackwell Publishing Ltd., FEMS Microbiol Rev*, 37:112-129.
- Grime, J.P., 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242, 344-347.
- Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2013. *Le Sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes*, 519 p.
- Guenat, C., Bureau, F., Weber, G., Toutain, F., 1999. Initial stages of soil formation in a riparian zone: Importance of biological agents and lithogenic inheritance in the development of the soil structure. *European Journal of Soil Biology*, 35 (4): 153-161.
- Hodkinson, I.D., & Jackson, J.K., 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5): 649-666.
- Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewithe, M.G., Lexer, W., Möller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G., Van den Akker, J.J.H, Varallyay, G., Verheijen, F.G.A., Jones, A.R., 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring (ENVASSO program). Volume I: Indicators & Criteria. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 23490 EN/1. 163 pp.
- Jänsch, S., Steffens, L., Höfer, H., Horak, F., Ross-Nickoll, M., Rusell, D., Toschki, A., Römbke, J., 2013. State of knowledge of earthworm communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment. *Soil organisms*, 85(3): 215-233.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers, *Oikos* 69 (1994) 373–386.

Kibblewhite, M.G., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Baritz, R., Huber, S., Arrouays, D., Micheli, E., Stephens, M., 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring. Volume VI: Soil Monitoring System for Europe. JRC Scientific and Technical Reports (eds). EUR 23490 EN/6, 88 pp.

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. ICSZ - Soil Animals and Ecosystems Services, Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Biology. European Journal of Soil Biology, 42:3-15.

Le Bayon, R.-C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Guenat, C., 2013. Chapter 3: Earthworm communities as Indicators for Evaluating Floodplain Restoration Success in Floodplains, Environmental Management, Restoration and Ecological Implications. Environmental Research Advances. Enner Herenio Alcantara, Nova publishers, New York. 241 pp.

Lefort, C., Schwartz, C., Florentin, L., Gury, M., Le Roux, Y., Morel, J.L., 2007. Typologie et évolution des sols très anthropisés. Actes des 9es Journées Nationales de l'Etude des Sols, 3-5/4/2007. AFES – INH, 200. J.P. Rossignol (ed) Angers. 57 pp.

LEUR biodiversity working group, June 2010. Challenges for biodiversity research in Europe, advice paper. League of European research universities, 18 pp.

Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. Agriculture Ecosystems & Environment 105(1-2): 323-333.

Pey, B., 2010. Contribution de la faune du sol au fonctionnement et à l'évolution des Technosols. Thèse de doctorat. Laboratoire Sols et Environnement. Nancy Université, INPL, 303 pp.

Römbke, J., Jänoch, S., Höfer, H., Horak, F., Ross-Nickoll, M., Russell, D., Toschki, A., 2013. State of knowledge of enchytraeid communities in German soils as a basis for biological soil quality assessment, Soil Organisms, 85(2): 123-146.

Rota, E., Caruso, T., Monaci, F., Baldantoni, D., De Nicola, F., Iovieno, P., Bargagli, R., 2013. Effects of soil pollutants, biochemistry and microbiology on the distribution and composition of enchytraeid communities in urban and suburban holm oak stands. Environmental pollution, 19: 268-276.

Sánchez-Moreno, S., Ferris, H., Young-Mathews, A., Culman, S.W., Jackson, L.E., 2011. Abundance, diversity and connectance of soil food web channels along environmental gradients in an agricultural landscape. Soil Biology & Biochemistry 43: 2374-2383.

Salamun, P., Renco, M., Kucanova, E., Brazova, T., Papajova, I., Miklisova, D., Hanzelova, V., 2012. Nematodes as bioindicators of soil degradation due to heavy metals. Ecotoxicology, 21(8): 2319-2330.

Salomé, C., Guenat, C., Bullinger-Weber, G., Gobat, J.-M., Le Bayon, C., 2011. Earthworm communities in alluvial forests: Influence of altitude, vegetation stages and soil parameters. 9th International Symposium on Earthworm Ecology. Pedobiologia, 54S: S89– S98.

Schlaghamerský, J., & Pižl, V., 2009. Enchytraeids and earthworms (Annelida : Clitellata : Enchytraeidae, Lumbricidae) of parks in the city of Brno, Czech Republic. Soil organisms. Volume 81 (2) pp. 145-173.

Schulte, W., H.-Ch. Fründ, M. Söntgen, U. Graefe, B. Ruzkowski, V. Voggenreiter & N. Weritz, 1989. Zur Biologie städtischer Böden, Beispielraum Bonn-Bad Godesberg. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. – Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, KILDA-Verlag F. Peking, Greven, ISBN: 3-88949-168-5. 192 pp.

Séré, G., 2007. Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. Thèse de doctorat. Laboratoire Sols et Environnement. Nancy Université, INPL, 227 pp.

Strehler, C., 1997. Création et évolution de sols artificiels à base de calcaires et de composts de déchets urbains. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel, 135 pp.

Pérès, G., Vandebulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). 9th International Symposium on Earthworm Ecology. *Pedobiologia*, 54S: S77-S87.

Postma-Blaauw, M.B., de Goede, R.G.M., Bloem, J., Faber, J.H., Brussard, L., 2012. Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 57: 39-49.

Ugarte, C.M., Zaborski, E.R., Wander, M.M., 2013. Nematode indicators as integrative measures of soil condition in organic cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 64: 103-113.

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.H., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: source and consequences. *Ecol. Appl.* 7:737–750.

Remerciements

Dans le cadre de cette thèse, je remercie toutes les personnes qui ont contribué à leur manière à la réalisation de ce travail.

Tout d'abord, je tiens à remercier mes encadrants de thèse, Jean-Michel Gobat et Edward Mitchell qui sont à l'origine du projet BUS (Bioindication in Urban Soils). Avec la collaboration de Claire Le Bayon (que je remercie aussi au passage!), ils ont su me guider et me faire évoluer dans ma réflexion tout au long de ma thèse.

Je remercie également Lidia Mathys-Paganuzzi, Roxane Kohler, Amandine Pillonnel et Thibault Goetschi (apprentis laborantins) pour leur aide essentielle et leur persévérance pour certaines analyses des sols (granulométrie et CHN). Je tiens aussi à remercier André Villard et Christian Hêche pour leur ingéniosité et leurs idées débordantes pour la réalisation des microcosmes. Un grand merci aussi à Pascal Turberg (EPFL) et Christel Elandoy (CHUV de Lausanne), sans qui l'étude des galeries des vers de terre resterait encore un grand mystère...

Je suis infiniment reconnaissant à mes collègues hongrois, Klàra Dosza-Farkas et Gergely Boros, pour leur accueil à Budapest et leur aide précieuse pour l'identification des enchytréides. Un grand merci à Claire Le Bayon pour son aide concernant le prélèvement et l'identification des vers de terre. Je tiens aussi à remercier Ulfert Graefe, Michèle Glasstetter et Gérard Cuendet qui ont fait de leur mieux pour me documenter sur les enchytréides et les vers de terre.

Je remercie Bertrand Fournier et Radu Alexandru Slobodeanu, pour leur disponibilité et leur indispensable aide en statistiques. Je tiens aussi à remercier Jean-Pierre Jelmini, Elena Havilcek et Alessandro Staheli pour leurs connaissances et les discussions constructives sur l'histoire de Neuchâtel, la dynamique des écosystèmes et de leurs sols.

Je remercie les Services communaux de Neuchâtel, notamment le Service des Parcs et Promenades (Jean-Marie Boillat, Stéphanie Perrochet et Alexandre Pache) et le Service des Forêts (Jan Boni) pour m'avoir conseillé et mis à disposition la majeure partie des sites d'étude. Je remercie aussi les CFF

(Christian Scarfo) et la Direction Générale de la Nature et du Paysage de Genève (Jean-Louis Delabays) pour leur disponibilité et leurs autorisations. Un grand merci aussi aux propriétaires privés pour leur accueil et pour avoir joué le jeu lors de nos nombreux passages.

Je tiens à remercier les étudiants (du Lycée au Master) qui m'ont aidé et qui ont planché sur différents sujets liés au projet BUS. Je pense notamment à Gauthier Sandoz (stagiaire Bachelor, 4 mois) et à Guy Rochat (travail de Master, 1 an) qui ont travaillé respectivement sur les vers de terre et les nématodes.

Enfin, je remercie l'ensemble des équipes des laboratoires Sol & Végétation et Biologie du Sol pour leur chaleureux accueil et leur soutien permanent au cours de cette thèse!!! Je tiens aussi à remercier l'ensemble du personnel de l'Université de Neuchâtel et de l'Institut de Biologie, notamment les bibliothécaires, les secrétaires et les concierges pour leur travail ainsi que Christiane Bobillier pour m'avoir orienté sur les différents cours à suivre dans le cadre de l'école doctorale.

Je remercie mes encadrants de thèse, les membres du jury et l'ensemble des co-auteurs des articles qui - à travers leurs remarques pertinentes - ont contribué à l'amélioration de cette version finale de thèse.

Enfin, je tiens à remercier l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) pour le financement de cette thèse et m'avoir notamment permis de faire connaître le projet BUS en Suisse et ailleurs.

Aussi bien d'un point de vue professionnel que personnel, ces trois années de thèse ont été un fort accomplissement. Je remercie ma famille et mes amis pour leur soutien continu dans ce long périple!

Annexes

Annexe 1 : Localisation des sites d'étude (sites urbains et alluviaux)

Annexe 2 : Fiches sols urbains et alluviaux avec leurs données pédologiques, physico-chimiques, fonctionnelles et relatives à la faune du sol

Annexe 3 : Densité de vers (ind.m⁻²) par espèce et leur catégorie écologique pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 4 : Densité d'enchytréides (ind.m⁻²) par espèce et stratégies r pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 5 : Proportion de nématodes (%) par genre, trait de vie (Yeates *et al.*, 1993) et groupe trophique (Bongers & Bongers, 1998) pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Annexe 6 : Curriculum vitae

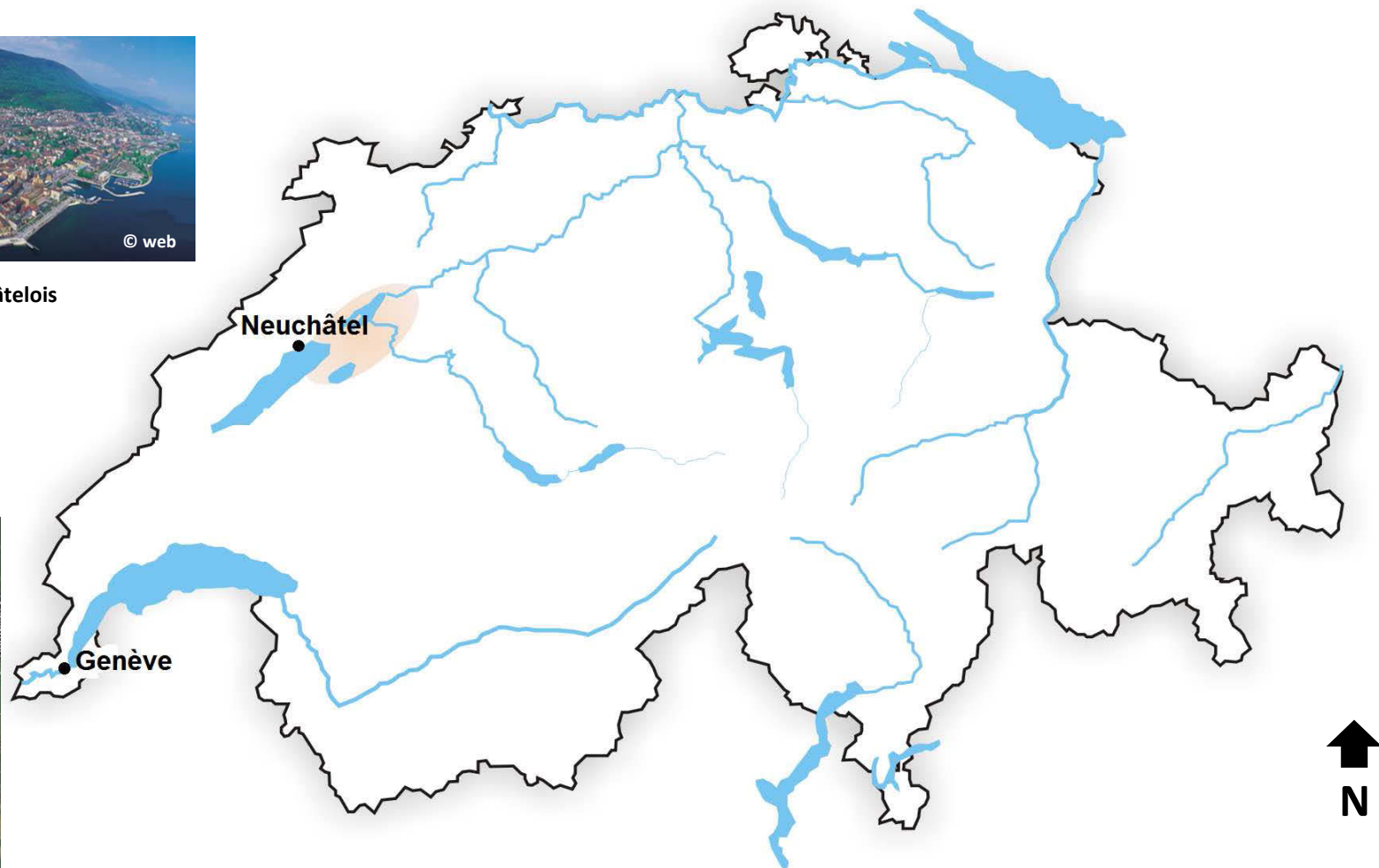
Annexe 1 Localisation des sites d'études



Littoral Neuchâtelois

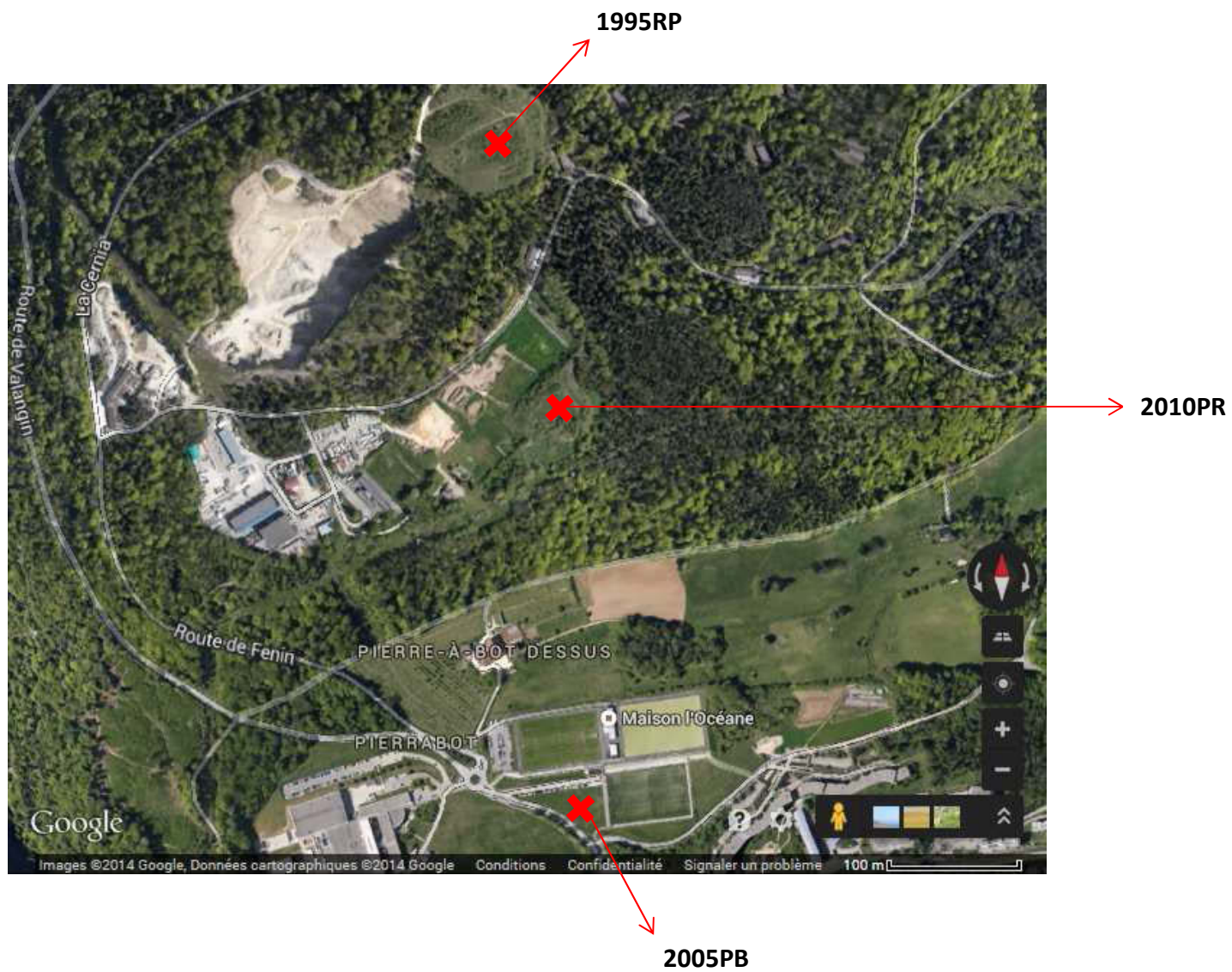


Zone alluviale de l'Allondon
Canton de Genève



Adaptée à partir de fr.wikipedia.org/wiki/Seeland_%28Suisse%29 (consultée le 10 avril 2014)

Localisation des sites urbains (canton de Neuchâtel)



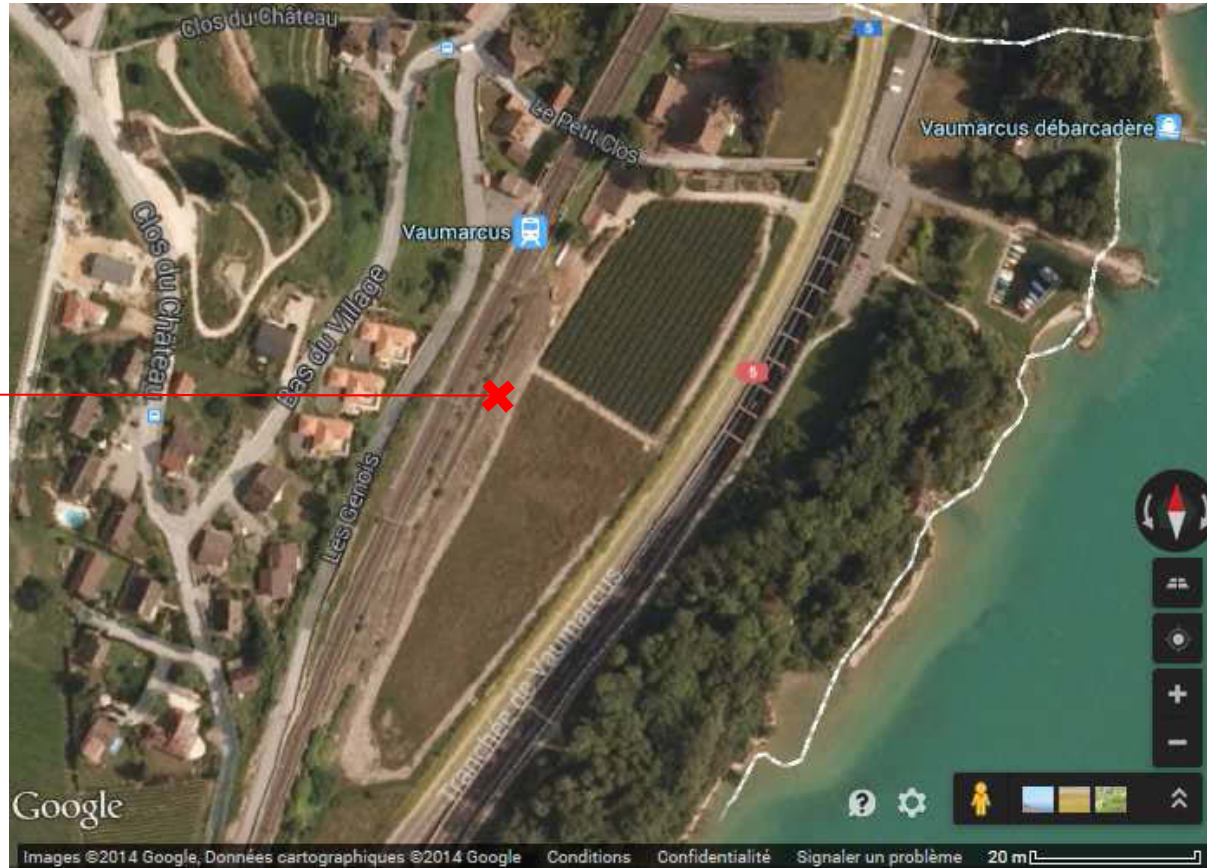








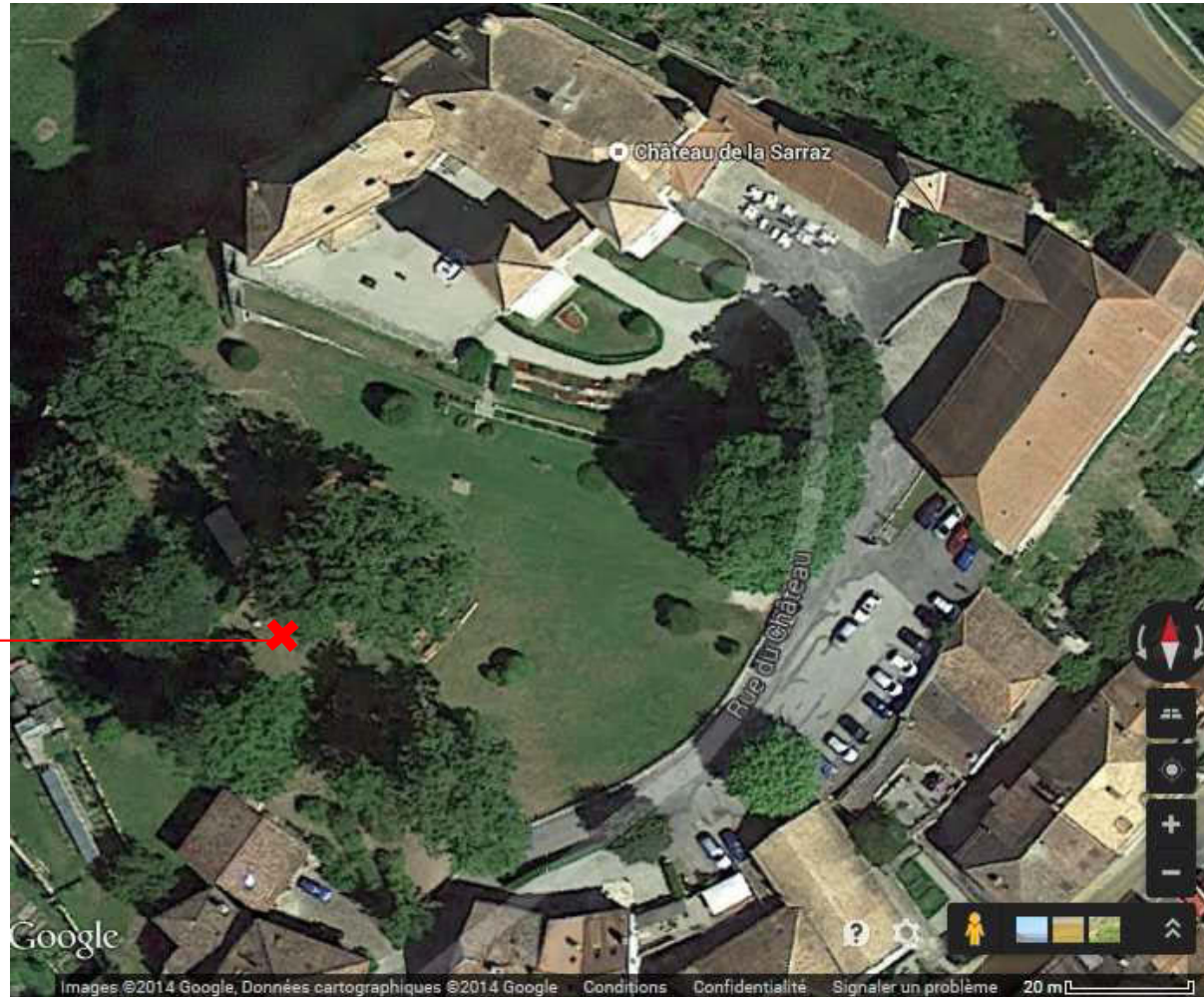
2010VM ←



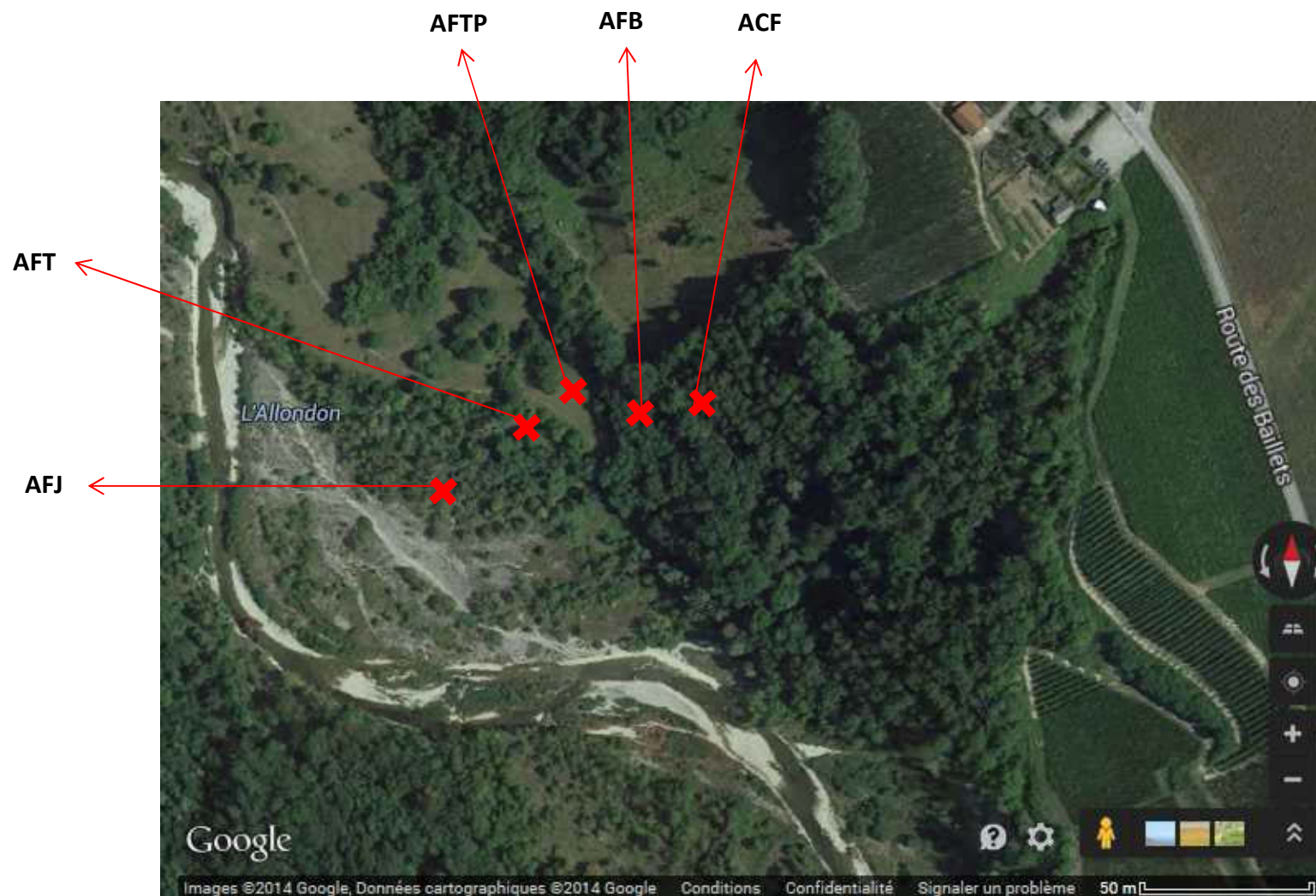
Localisation des sites urbains supplémentaires (villes de Bienne et de La Sarraz)



19thCS ←
























Localisation des sites alluviaux (zone alluviale de l'Allondon, canton de Genève)



Annexe 2 Fiches sols urbains et alluviaux avec leurs données pédologiques, physico-chimiques, fonctionnelles et relatives à la faune du sol

Légende

	Sables carbonatés		Horizon organominéral
	Limons carbonatés		Litière fraîche (OLn)
	Argiles carbonatées		Litière vieille (OLv)
	Squelette cristallin (taille > gravier)		Racine fine
	Squelette calcaire (taille > gravier)		Racine moyenne
	Squelette calcaire en altération		Racine grosse
	Gravier (calcaire, cristallin ou mixte)		Coquille de gastéropode
	Charbon de bois		Trace d'oxydo-réduction
	Tuile		
	Reste de matériel de construction		
	Morceau de goudron		
	Bout de verre ou de poterie		
	Os d'origine animale		

Source : Staehli *et al.*, 2011

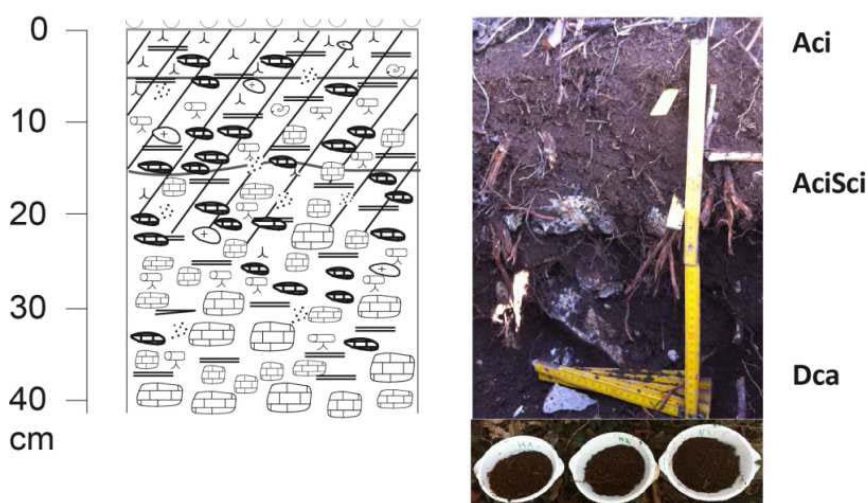
Codes et désignations (Gobat, 2007; Baize & Girard, 2009)

Aca : horizon organo-minéral calcaire
Aci : horizon organo-minéral calcique
Js : horizon jeune de surface
Jp : horizon jeune de profondeur
Sca : horizon structural calcaire
Sci : horizon structural calcique
Dca : roche calcaire dure fragmentée, déplacée ou transportée
Mca : matériau meuble calcaire
z : très anthropisé
ZO : matériaux anthropiques holorganiques
Ztc : matériaux anthropiques technologiques
Ztr : matériaux anthropiques terreux
Ltp : matériaux pédologique ou géologique transporté
h : holorganique
g : rédoxique
x : pierrique
I, II, III, IV: polyphasage(s)

Sols urbains (du plus jeune au plus vieux)

Forêt du Plan (REFUFP)

CALCISOL lithique



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.008 Y: 205.319	Chênaie buissonnante	Aci	5	3.2	ARGILEUX	49.5	31.8	18.7
		AciSci	11	1.4	ARGILEUX	47.7	29.9	22.4
		Dca	24	15.3	ARGILEUX	43.7	31	25.4

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aci	16.5	7.4	6.85	0.74	0.031	0.3	38.5	7.6	0.6	13.5
AciSci	14.0	7.37	6.93	0.67	0.029	0.3	34.6	5.9	0.5	12.5
Dca	10.5	7.36	6.76	0.2	0.005	0.8	9.4	4.4	0.4	12.3

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aci	0.3	10.4	114.4	2.50	142 032 327	1.57

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
19 877	15	6.5	0.78	0.14

Vers de terre

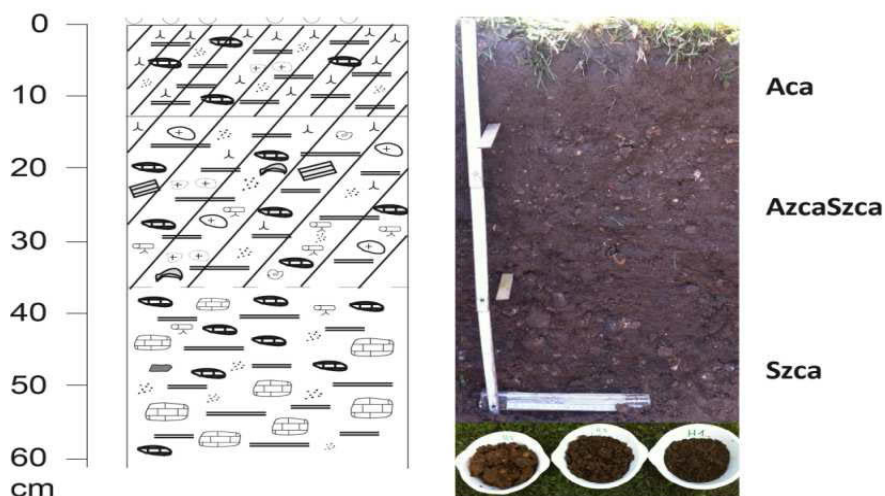
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
553	6	2.0	0.6	74.5	4.7	20.8

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
18	4.0	0.7	1.4	95.9	93.5

Palais DuPeyrou (18thPD)

CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.592 Y: 204.845	Pelouse	Aca	13	10.5	LIMONO ARGILO-SABLEUX	21.6	26.6	51.3
		AzcaSzca	24	39.2	LIMONEUX	23	30.1	46.8
		Szca	24	31.6	LIMONO ARGILO-SABLEUX	21.5	27.6	50.8

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	8.4	7.76	7.25	1.65	0.051	23.7	19.4	3.6	0.4	10
AzcaSzca	3.2	8.23	7.30	1.57	0.054	21	13.1	0.8	0.1	7.9
Szca	5.1	8.08	7.35	1.63	0.0404	26.8	15.8	1.7	0.2	8.7

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.6	8.4	106.9	0.57	102 535 150	0.67

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% de stratégies r
20 296	13	6.4	0.82	0.26

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
425	7	3.8	0.8	65.6	2.4	32

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
14	8.7	0.9	1.4	86.3	87.9

Grande Rochette (19thGR)
CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ
mélangé, nivelé et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.066 Y: 204.753	Pelouse	Aca	8	14.4	LIMONEUX-FIN	5.6	51	43.4
		AzcaSzca	12	41.5	LIMONEUX ARGILO-SABLEUX	13.5	9.5	23.8
		Szca	45	26.8	LIMONO-SABLEUX	1.7	48.8	49.6

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	8.8	7.99	7.25	1.83	0.073	28.8	27.3	4.1	0.4	10.7
AzcaSzca	4.5	8.24	7.41	1.87	0.073	33.9	14	2.1	0.2	10.7
Szca	3.6	8.44	7.51	1.33	0.065	36.6	11.3	1.4	0.1	10.6

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.5	7.2	118.7	0.44	79 624 090	0.41

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piéluou	% de stratégies r
38 322	9	6.3	0.89	0.31

Vers de terre

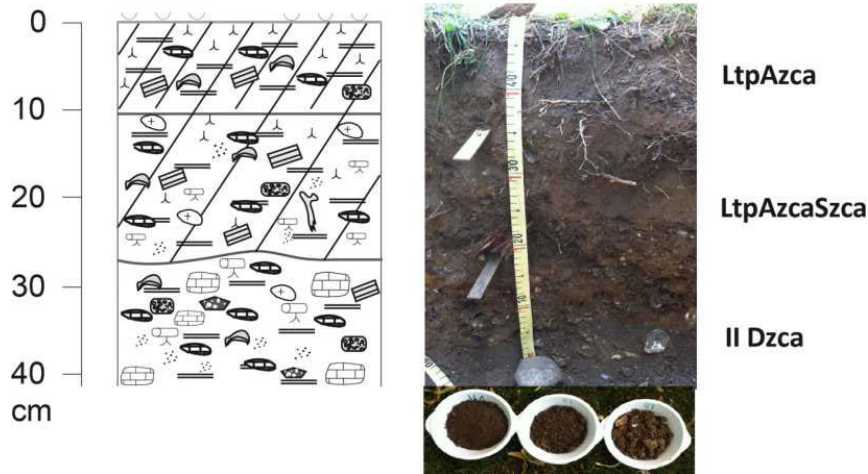
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piéluou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
205	6	4.1	0.9	36.1	63.9	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piéluou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
18	5.8	0.8	1.1	86.9	91.3

Jardin Anglais (19thJA)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyphasé, à matériau terreux et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.756 Y: 204.840	Pelouse	LtpAzca	10	14.4	LIMONEUX	19.4	32.4	48.2
		LtpAzcaSzca	17	19.6	LIMONO-SABLEUX	14.5	33.3	52.2
		IIDzca	18	29.3	LIMONEUX	19.7	30.3	50.1

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	7.7	7.78	7.32	1.64	0.084	24.2	15.2	3.7	0.3	11.4
LtpAzcaSzca	5.9	8.15	7.39	0.94	0.031	30.5	12.6	2.1	0.2	9.7
IIDzca	3.8	8.29	7.30	0.6	0.019	21.4	11	1.4	0.1	14.4

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.6	6.9	128.1	0.51	123 208 991	0.91

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
10 463	14	6.5	0.85	0.15

Vers de terre

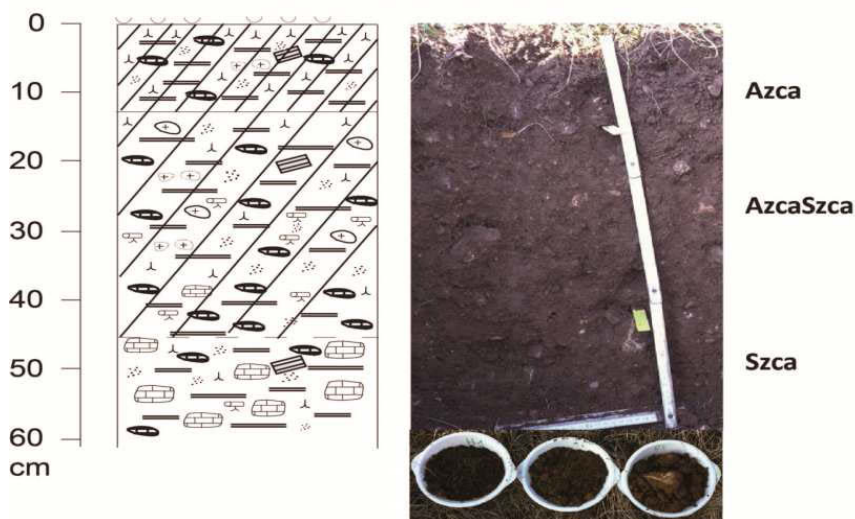
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
203	4	2.2	0.7	34	66	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
18	8.3	0.9	1.2	92.9	96.2

Talus UniMail côté sud (19thTU)

CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, profond et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 562.828 Y: 205.502	Prairie	Azca	13	14	LIMONO-ARGILEUX	35.2	27.4	37.4
		AzcaSzca	31	24.2	LIMONEUX	21.8	30.8	47.5
		Szca	16	24.3	LIMONEUX	23.4	33.4	43.2

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Azca	7.2	7.88	7.23	0.88	0.013	26.5	19.5	3.7	0.3	10.9
AzcaSzca	3.7	8.11	7.29	0.7	0.000	29.5	13.6	2.1	0.1	16.4
Szca	2.9	8.25	7.29	0.65	0.007	27.4	12.6	1.5	0.1	21.4

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Azca	0.8	5.9	30.9	0.46	155 127 848	1.67

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
11 707	8	3.6	0.89	0.32

Vers de terre

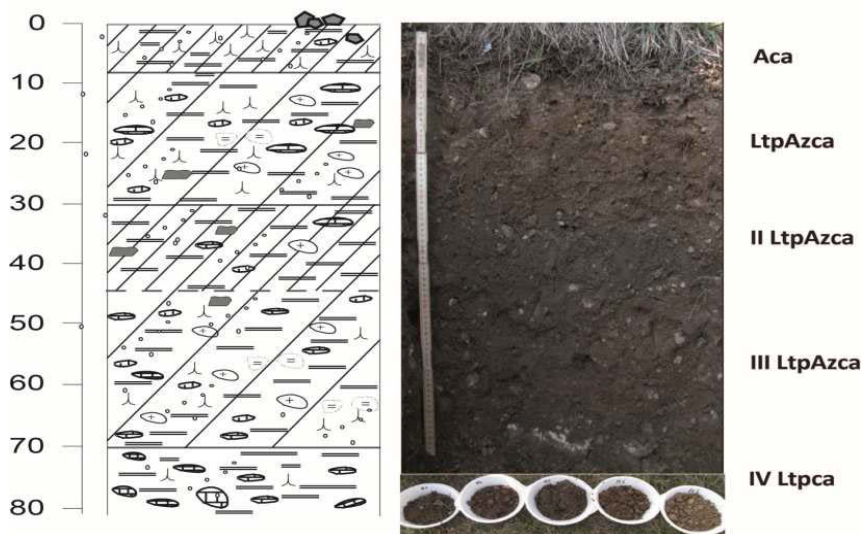
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
82	4	3.1	0.9	23.2	76.8	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
21	11.3	0.9	1.5	50	86.6

Talus de chemin de fer (19thTC)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé, polyphasé et à matériau terreux



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 564.368 Y: 206.679	Prairie	Aca	8	50	LIMONO-SABLEUX	2.3	40.2	57.6
		LtpAzca	22	32.6	LIMONO-SABLEUX	6	38.2	55.8
		II LtpAzca	15	25.4	LIMONEUX SABLEUX	19.7	22.9	57.5
		III LtpAzca	25	34.4	LIMONEUX-FIN	0.6	50.4	49

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	6.9	7.98	7.32	0.88	0.048	29.5	17.1	4.1	0.2	17.1
LtpAzca	2.8	8.36	7.53	0.9	0.047	29.1	12.3	1.1	0.1	11.9
II LtpAzca	3.3	8.47	7.62	0.67	0.004	38.3	13.9	1.4	0.1	11.7
III LtpAzca	2.4	8.43	7.57	0.59	0.009	36.2	9.5	0.3	0.1	4.6

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.9	3.8	97.2	0.24	130 802 200	3.26

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% de stratégies r
4 632	5	2.7	0.77	0.82

Vers de terre

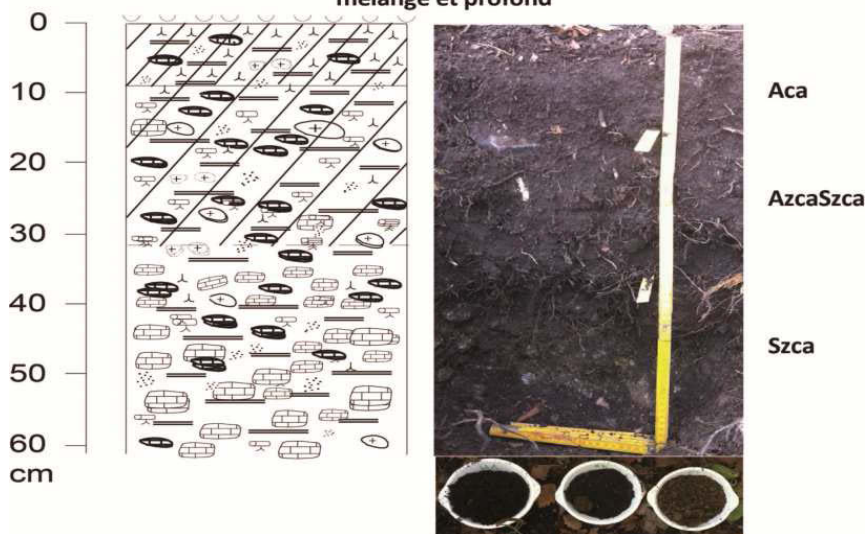
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
39	4	1.3	0.4	10.3	89.7	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
22	13.1	0.9	1.3	70.7	87.9

Forêt du Sentier (20thFS)

CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mêlé et profond



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 564.368 Y: 206.679	Prairie	Aca	8	50	LIMONO-SABLEUX	2.3	40.2	57.6
		LtpAzca	22	32.6	LIMONO-SABLEUX	6	38.2	55.8
		IlltpAzca	15	25.4	LIMONEUX SABLEUX	19.7	22.9	57.5

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	6.9	7.98	7.32	0.88	0.048	29.5	17.1	4.1	0.2	17.1
LtpAzca	2.8	8.36	7.53	0.9	0.047	29.1	12.3	1.1	0.1	11.9
IlltpAzca	3.3	8.47	7.62	0.67	0.004	38.3	13.9	1.4	0.1	11.7

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.5	8.3	136.6	1.29	141 224 170	3.44

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
25 941	13	4.6	0.74	0.48

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
108	7	5.7	0.9	15.7	30.6	53.7

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
14	2.8	0.6	0.6	99	94.3

Église Rouge (20thER)

**ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyphasé, à matériau terreux et à artefacts**



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 562.169 Y: 204.944	Pelouse	LtpAzca	8	20.4	LIMONEUX	18.1	39.7	42.2
		LtpAzcaSzca	13	43.7	LIMONO-SABLEUX	17	29.2	53.8
		IIDzca	21	37.7	LIMONO-SABLEUX	14.1	31.6	54.4

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	11.0	7.95	7.20	0.87	0.014	15	27.5	6.1	0.5	12.6
LtpAzcaSzca	6.4	8.09	7.32	0.71	0.009	20.3	18.1	3.2	0.3	12.8
IIDzca	4.5	8.34	7.41	0.77	0.013	26.9	12.4	1.2	0.1	9

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.8	7.6	150.9	0.49	109 259 326	1.66

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
6 317	6	3.6	0.82	0.28

Vers de terre

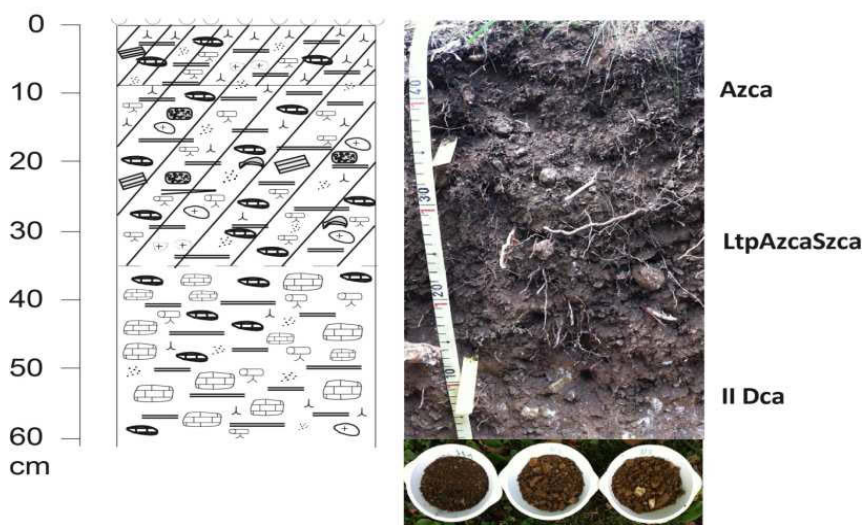
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
420	4	2.0	0.6	87.6	12.4	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
12	5.4	0.8	0.7	95.9	91.5

Villa Lardy (1930VL)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyphasé et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 563.303 Y: 205.824	Pelouse	Azca	9	20.8	LIMONO-ARGILEUX	38.7	26.3	35
LtpAzcaSzca		26	36.7	LIMONEUX	15.8	33.1	51	
IIDca		11	33.4	LIMONEUX	13.9	35.1	51	

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Azca	13.4	7.21	7.56	0.84	0.138	34.7	26.2	5.8	0.4	13.3
LtpAzcaSzca	5.5	7.59	7.91	0.68	0.012	39.9	16.8	2.4	0.3	9.8
IIDca	3.9	7.53	8.20	0.49	0.000	41.2	12.2	1.7	0.1	16.6

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Azca	0.3	8.3	119.6	0.86	165 699 965	0.70

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
49 018	10	2.8	0.57	0.48

Vers de terre

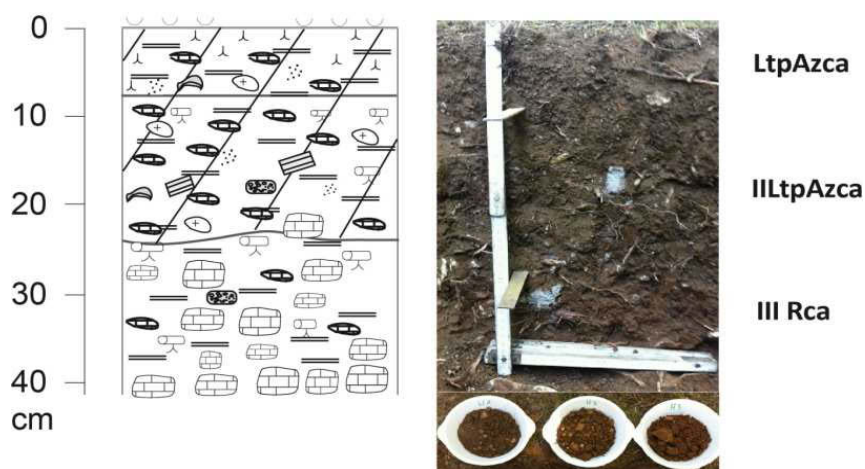
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
27	2	1.9	1.0	0	100	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
15	5.6	0.8	1.0	98	96.6

Pelouse privée Neuchâtel (1933PL)

ANTHROPOSOL RECONSTITUE carbonaté, lithique,
leptique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.761 Y: 205.694	Pelouse	LtpAzca	8	25	LIMONEUX	22.6	39	38.4
III LtpAzca		16	27.2	LIMONEUX	25.4	34.7	39.9	
III Rca		16	22.6	LIMONO-ARGILEUX	34.6	35.6	29.8	

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	8.7	7.87	7.23	1.09	0.032	34.5	19.3	4.1	0.3	13.3
III LtpAzca	6.8	8.16	7.25	0.82	0.012	34.3	18.3	0.4	0.1	2.8
III Rca	8.5	8.03	7.11	0.61	0.003	13.7	24.7	2.7	0.2	13

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.7	4.0	116.4	0.44	171 890 953	1.96

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
2 694	4	2.2	0.69	0.11

Vers de terre

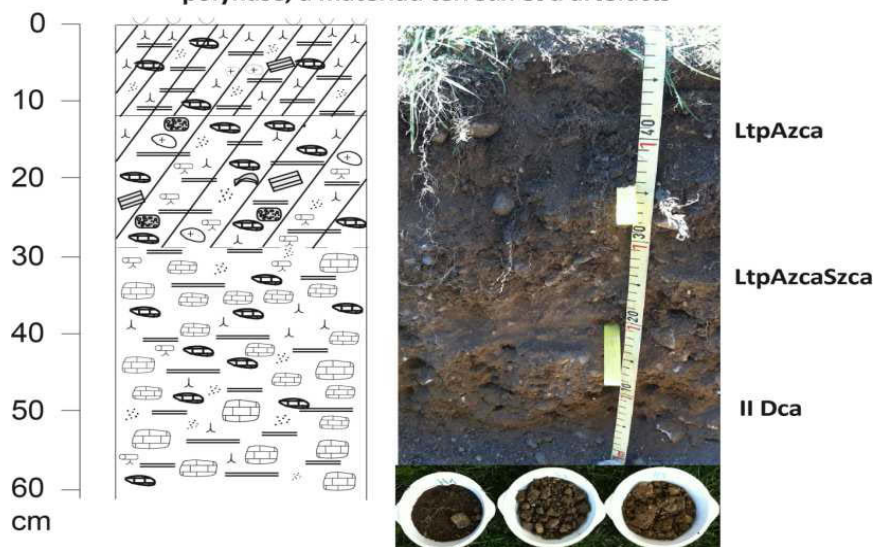
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
73	2	1.0	0.1	98.6	1.4	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
15	5.3	0.8	0.6	59.2	51.2

Jardin privé Hauterive (1963WS)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyhasé, à matériau terreux et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 564.838 Y: 207.171	Pelouse	LtpAzca	12	27	ARGILEUX	41.2	24.8	34
		LtpAzcaSzca	17	34.7	LIMONEUX	16.4	31.7	51.9
		IIDca	19	41.8	LIMONO-SABLEUX	6.5	27.4	66.1

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	9.1260	7.14	7.73	0.92	0.0316	22	21	4.8	0.4	11.3
LtpAzcaSzca	4.5690	7.2	7.86	0.8	0.0152	19.1	15.3	3	0.2	14.5
IIDca	2.1416	7.49	8.16	0.52	0.0136	37.4	6.1	0.7	0.1	11.2

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.6	5.7	117.4	0.58	259 286 375	0.07

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
50 366	12	4.8	0.76	0.43

Vers de terre

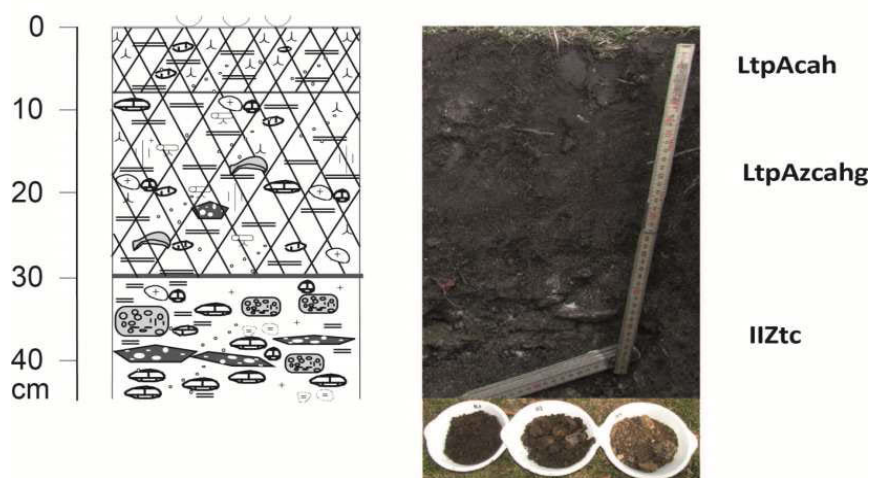
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
114	5	1.8	0.5	71.1	24.6	4.4

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
20	11.0	0.9	1.4	75.7	91.7

Jeunes Rives (1970JR)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, compacté, rédoxique, nivelé, polyphasé, à matériaux terreux et technologique



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 560.025 Y: 204.679	Pelouse	LtpAcah	9	12.5	LIMONEUX-FIN	7.2	50.6	42.2
		LtpAzcahg	22	6	LIMONEUX	15.2	36.7	48.1
		IIZtc	15	62.9	LIMONO-SABLEUX	9.8	33.8	56.4

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAcah	17.4	7.55	6.79	17.3	0.493	15.2	34.4	9.2	0.9	10.5
LtpAzcahg	18.0	7.72	6.82	24.8	0.250	14.4	26.5	9	0.8	10.7
IIZtc	3.3	8.29	7.56	3.48	0.181	51.5	6.2	2.9	0.1	26.1

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAcah	0.8	8.1	180.7	0.53	99 833 699	2.16

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
6 064	7	5.4	0.90	0.4

Vers de terre

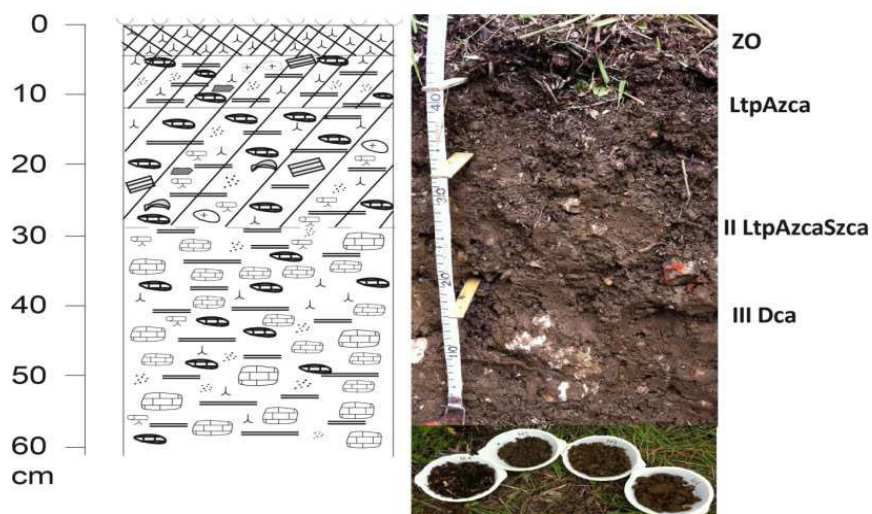
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
165	3	2.1	0.8	78.2	21.8	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
13	4.4	0.7	0.5	95.8	80.8

Reboisement des Pacots (1995RP)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, holorganique, nivelé, polyphasé, à matériau terreux et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 559.922	Prairie	LtpAzca	12	28.7	LIMONEUX	20.8	34.6	44.6
Y: 206.527		II LtpAzcaSzca	17	22.3	LIMONEUX	16.3	34.6	49.1
		III Dca	18	21.2	LIMONEUX	17	35	48

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	5.1	8.1	7.21	0.65	0.033	19.6	13.3	2.2	0.2	12.9
II LtpAzcaSzca	3.8	8.26	7.50	0.71	0.026	17.9	11	1.8	0.1	14.9
III Dca	3.5	8.12	7.42	0.64	0.021	17.4	10	1.3	0.1	10.9

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAzca	0.7	11.7	81.0	1.22	155 134 656	0.84

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
39 417	11	4.1	0.71	0.62

Vers de terre

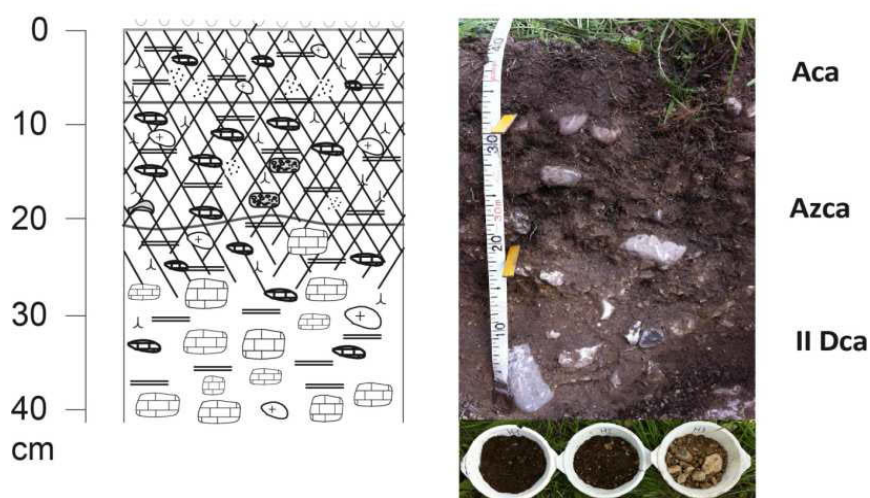
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
163	7	2.0	0.6	79.1	8.6	12.3

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
12	5.1	0.8	1.3	83.2	68.6

Sols artificiels de Hauterive (1995HR)

ANTHROPOSOL ARTIFICIEL carbonaté, nivelé,
polyphasé, à matériau technologique



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Epaisseur (cm)	Eléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 559.195 Y: 205.681	Prairie	Aca	8	21.1	LIMONEUX	16.2	32.1	51.7
		Azca	13	35.2	LIMONO-SABLEUX	14.3	32.2	53.6
		IIDca	19	45.3	LIMONEUX	11.2	38	50.8

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	13.9	7.67	7.13	1.54	0.173	34.6	24.4	8	0.8	10.7
Azca	10.6	7.82	7.29	1.76	0.166	40.7	19.6	6.1	0.6	10
IIDca	2.9	8.39	7.53	0.46	0.053	52.7	5.2	1.9	0.1	19.3

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (μg/g.h ⁻¹)	Respiration (μmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (μg/g)
Aca	0.4	7.4	171.8	0.59	86 310 128	1.06

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
20 046	7	1.3	0.27	0.67

Vers de terre

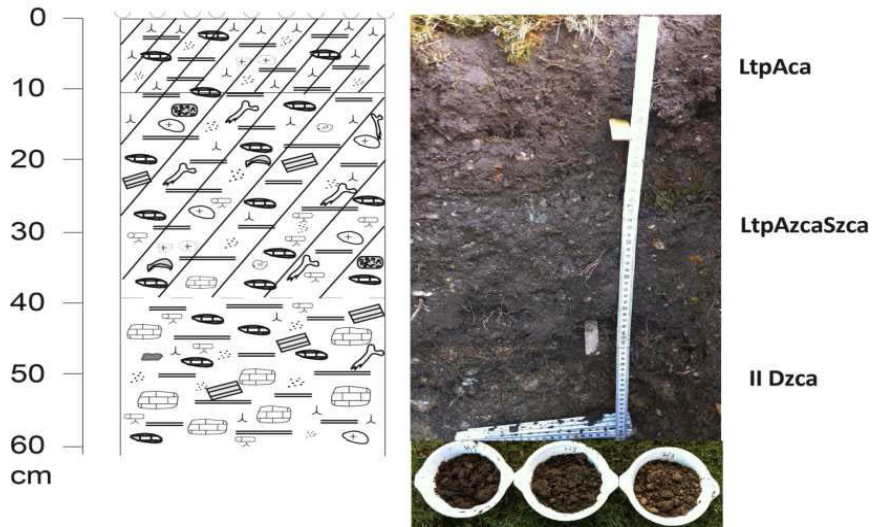
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
325	6	3.7	0.8	59.7	40.3	0

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
12	5.9	0.8	1.9	75.7	70.8

Rectorat UniNe (2005RU)

**ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyphasé, à matériau terreux et à artefacts**



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 561.480 Y: 204.655	Pelouse	LtpAca	11	25.2	LIMONO ARGILO-SABLEUX	26.3	17	56.7
		LtpAzcaSzca	28	33.5	LIMONO-SABLEUX	8	29.4	62.6
		IIDzca	21	59.7	LIMONO-SABLEUX	4.2	24.5	71.3

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAca	6.1	7.26	7.70	1.06	0.094	34	14.8	4.6	0.3	16
LtpAzcaSzca	4.1	7.51	7.99	1.42	0.139	49.9	10.5	2.9	0.2	19.5
IIDzca	2.2	7.65	8.00	0.91	0.207	53.4	5.8	1.3	0.1	18.6

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAca	0.8	7.1	87.5	0.35	115 677 824	0.13

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
3 959	5	2.3	0.70	0.26

Vers de terre

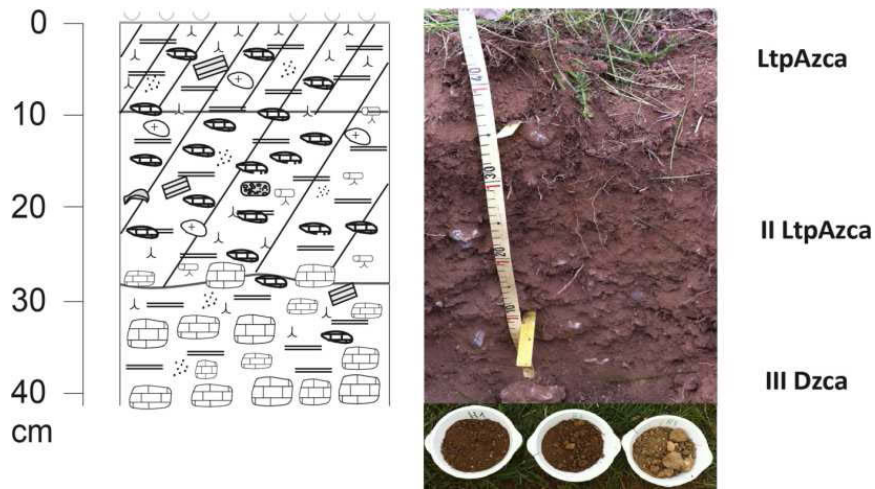
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
265	5	2.2	0.7	27.9	67.9	4.2

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
12	4.4	0.8	1.0	90.6	77.6

Pierre-à-Bot (2005PB)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
polyphasé et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 559.922 Y: 206.527	Prairie	LtpAzca	12	28.7	LIMONEUX	20.8	34.6	44.6
II LtpAzca		17	22.3	LIMONEUX	16.3	34.6	49.1	
III Dzca		18	21.2	LIMONEUX	17	35	48	

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAzca	5.1	8.1	7.21	0.65	0.033	19.6	13.3	2.2	0.2	12.9
II LtpAzca	3.8	8.26	7.50	0.71	0.026	17.9	11	1.8	0.1	14.9
III Dzca	3.5	8.12	7.42	0.64	0.021	17.4	10	1.3	0.1	10.9

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (μg/g.h ⁻¹)	Respiration (μmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (μg/g)
LtpAzca	0.8	7.7	69.3	0.47	105 652 944	0.69

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
24 930	11	5.6	0.80	0.4

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
284	6	3.9	0.8	44.7	48.9	6.3

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
18	7.4	0.8	0.9	91.1	84.7

Plaines roches (2010PR)

ANTHROPOSOL RECONSTITUE holorganique, carbonaté, nivelé et polyphasé à matériaux terreux et technologique



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Epaisseur (cm)	Eléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 560.010 Y: 206.200	Prairie	LtpAca	13	45.4	LIMONO-SABLEUX	12	28	59.9
		II LtpAzcaSzca	12	46.6	LIMONO-SABLEUX	10.3	33.3	56.4
		III Dzca	15	50.5	LIMONO-SABLEUX	8.2	30.4	61.5

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
LtpAca	14.7	8	7.39	1.17	0.120	31.3	25.3	8.2	0.4	20.5
II LtpAzcaSzca	3.2	8.4	7.65	0.71	0.080	42.7	7	1	0.1	14.6
III Dzca	3.2	8.26	7.68	0.75	0.086	47.4	4.5	0.7	0.1	7.2

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
LtpAca	0.3	9.8	179.6	0.77	91 376 844	0.14

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
17 351	7	1.7	0.49	0.86

Vers de terre

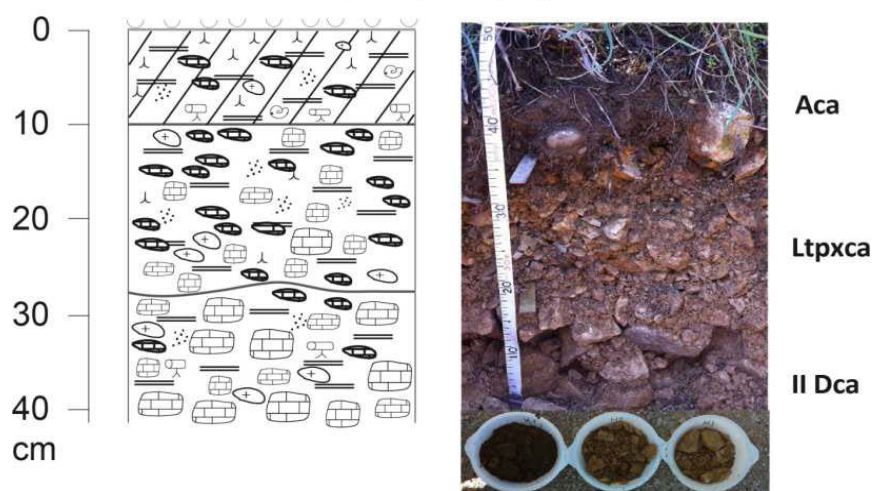
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
221	7	3.3	0.7	27.1	5.4	67.4

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
15	5.5	0.8	1.6	91.6	88.7

Talus CFF Vaumarcus (2010VM)

ANTHROPOSOL RECONSTITUÉ carbonaté, nivelé,
pierrique et polyphasé



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 548.067 Y: 191.964	Prairie	Aca	10	22.7	LIMONEUX	19.6	31.7	48.7
		Ltpxca	17	64.1	LIMONO-SABLEUX	7.8	29.7	62.5
		IIDca	18	67	LIMONO-SABLEUX	8	30.2	61.8

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	5.4	7.27	7.85	0.47	0.015	4.2	13.4	2.6	0.2	12.2
Ltpxca	1.9	7.79	8.22	0.26	0.003	56.7	2.8	2.7	0	88.3
IIDca	1.6	7.73	8.27	0.25	0.001	71.6	2	1.3	0	64.5

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.9	5.6	102.1	0.24	177 391 583	0.58

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
10 949	9	5.8	0.88	0.49

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
281	4	1.3	0.3	98.9	1.1	0

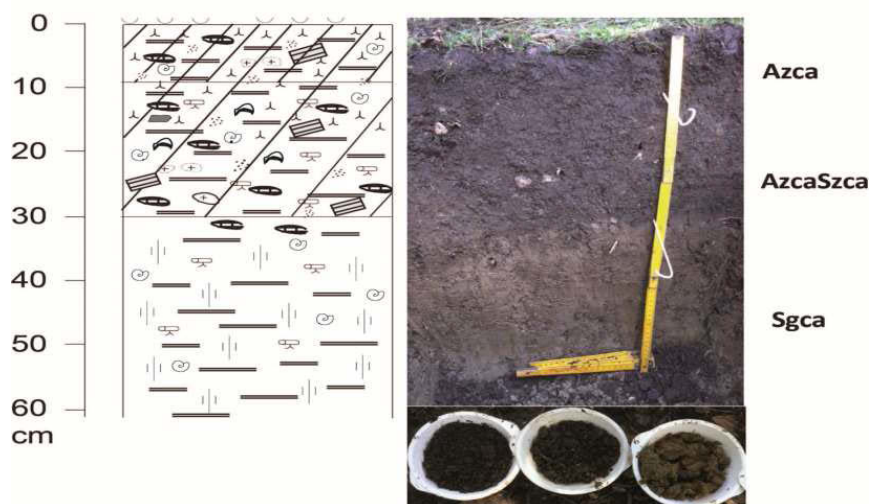
Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
16	5.6	0.8	1.0	83.2	65.4

Sols urbains supplémentaires (villes de Bienne et de La Sarraz)

Parc Efenau (19thPE)

CALCOSOL-ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, fluvique, redoxique, profond et à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 585.280 Y: 220.555	Pelouse	Azca	9	0.4	LIMONEUX-FIN	12.2	77.5	10.3
		AzcaSzca	21	2.9	LIMONEUX-FIN	4.8	78.3	16.9
		Sgca	30	0.0	LIMONO-ARGILEUX FIN	28.7	60.2	11.1

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)
Azca	13.0	7.68	0.072	28.9
AzcaSzca	10.1	7.85	0.060	27.2
Sgca	4.8	8.16	0.022	37.5

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)
Azca	0.6	8.9	170.3

Enchytréides

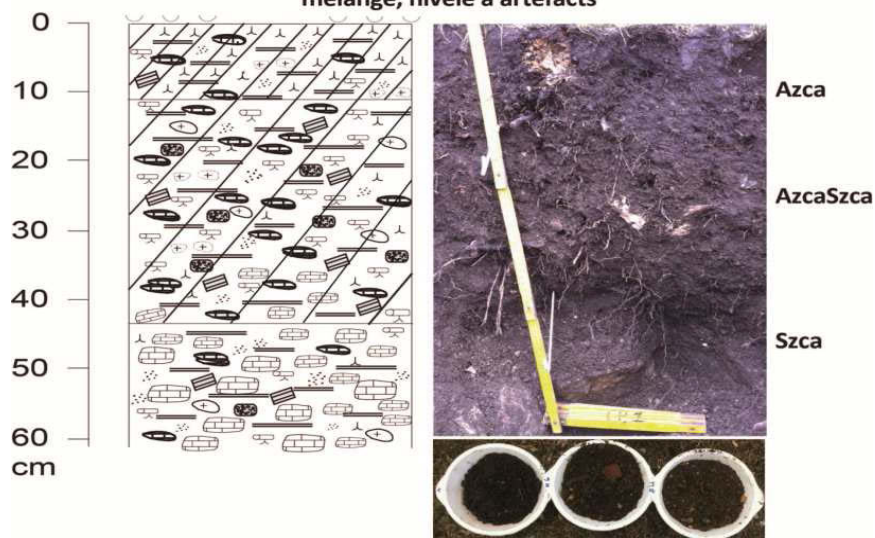
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% de stratégies r
6 317	9	4.9	0.78	0.69

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
394	6	3.4	0.8	15.3	84.7	0

Parc du Château de La Sarraz (19thCS)

CALCOSOL - ANTHROPOSOL TRANSFORMÉ mélangé, nivelé à artefacts



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 529.211 Y: 168.460	Pelouse	Azca	11	22.7	LIMONO-SABLEUX	14.4	30.0	55.7
		AzcaSzca	32	33.2	LIMONO-SABLEUX	9.4	25.2	65.4
		Szca	17	49.3	LIMONO-SABLEUX	3.5	25.3	71.3

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)
Azca	8.2	7.74	0.068	29.4
AzcaSzca	4.1	8.05	0.067	29.7
Szca	2.8	8.17	0.086	34.1

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)
Aca	0.7	8.2	78.5

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% de stratégies r
19 119	10	5.4	0.83	0.49

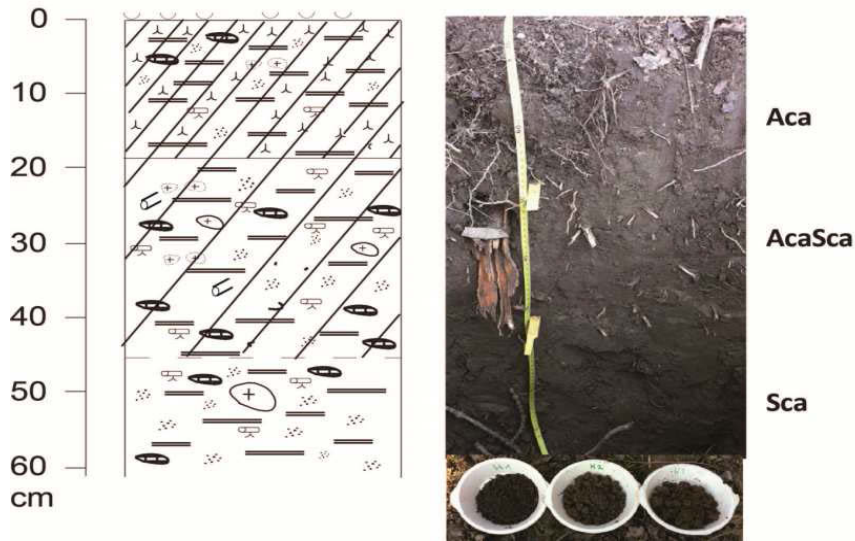
Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piérou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
224	8	5.6	0.9	25.8	64.2	0

Sols alluviaux (du plus distant au plus proche de la rivière)

ACF

CALCOSOL fluvique-colluvial et profond



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Epaisseur (cm)	Eléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 488.993 Y: 117.800	Forêt à bois dur (chênes, érables...)	Aca	19	6.6	LIMONO-ARGILEUX	37.2	34.7	28.2
		AcaSca	25	0	LIMONO-ARGILEUX FIN	38.9	41.7	19.4
		Sca	32	0	ARGILO-LIMONEUX	44.1	42.6	13.3

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	7.2	7.6	7.04	0.44	0.009	13.8	22.9	3.6	0.24	14.9
AcaSca	3.9	7.67	7.05	0.27	0.010	12.2	19.3	1.7	0.09	18.3
Sca	4.7	7.75	9.99	0.22	0.000	6	22.9	1.7	0.13	13.2

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.7	7.2	162.1	0.46	147 040 000	1.20

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
10865	12	5.7	0.81	0.25

Vers de terre

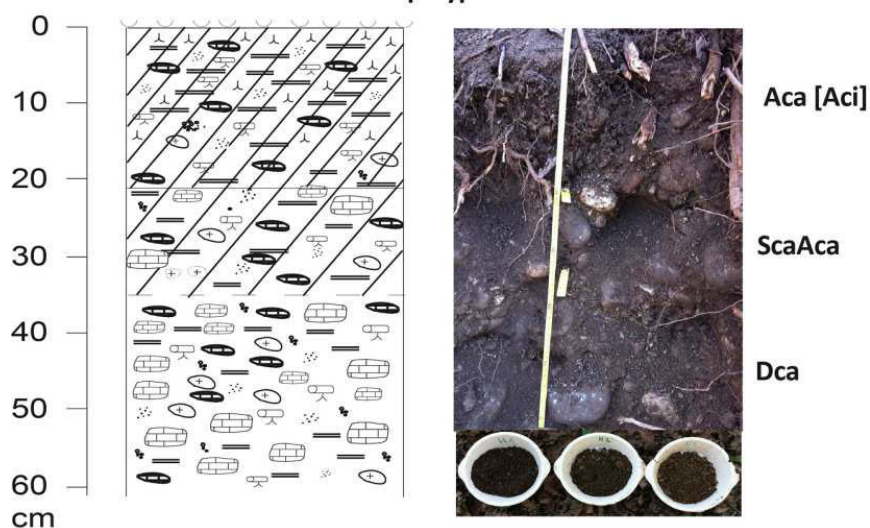
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
93	8	5.4	0.9	30	0	70

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
23	19.7	1.0	1.8	59.1	94.2

AFB

FLUVIOSOL BRUNIFIÉ carbonaté, pierrique et polyphasé



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 488.965 Y: 117.847	Forêt à bois dur (chênes, érables...)	Aca [Aci]	21	15.3	ARGILEUX	41.4	22.1	36.6
		ScaAca	13	45	ARGILEUX	47.7	17.5	34.9
		Dca	26	66.1	LIMONO-SABLEUX	12.3	21.4	66.3

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca [Aci]	9.0	7.48	6.92	0.56	0.017	3.5	28.1	4	0.3	13.5
ScaAca	4.6	7.64	7.14	0.39	0.001	14.1	17.6	2.1	0.17	12.6
Dca	2.8	7.77	7.28	0.3	0.000	22.6	13.3	1.5	0.09	17

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca [Aci]	0.6	8.0	135.5	0.41	136 173 144	0.67

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
16 424	14	8.1	0.88	0.3

Vers de terre

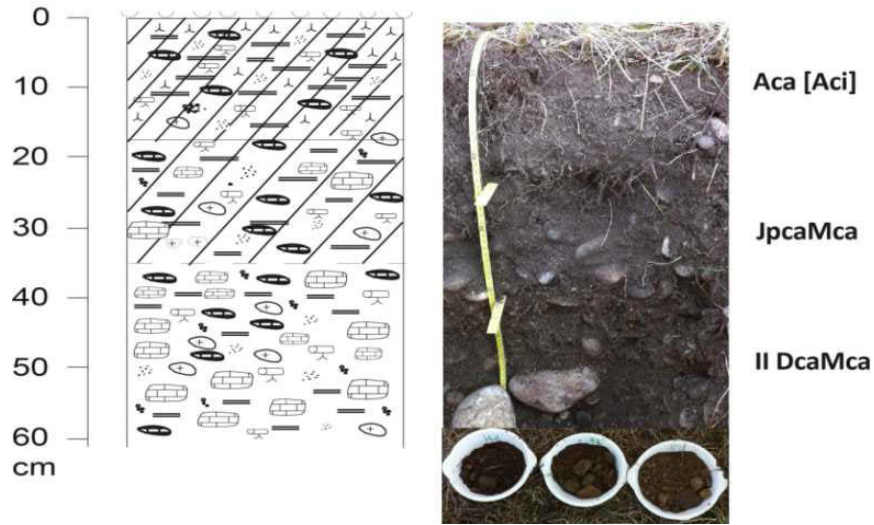
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
354	7	3.9	0.8	28	0	72

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
19	16.9	1.0	1.3	81.4	90.4

AFTP

FLUVIOSOL TYPIQUE décarbonaté, pierrique et polyphasé



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 488.908 Y: 117.877	Prairie	Aca [Aci]	18	25.2	LIMONO ARGILO-SABLEUX	23	20	57.1
		JpcaMca	18	34.8	LIMONO-SABLEUX	6.6	19	74.4
		II DcaMca	18	56.4	SABLEUX	0.5	8.8	90.7

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca [Aci]	6.9	7.62	7.12	0.2	0.006	3.7	18.8	3.6	0.31	11.5
JpcaMca	3.6	7.74	7.38	0.33	0.000	13.3	12.1	1.9	0.14	13.8
II DcaMca	1.0	8.11	7.65	0.13	0.000	26.6	5.3	0.9	0.02	45

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca [Aci]	0.5	6.7	84.1	0.48	114 812 420	1.33

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
14 486	9	3.9	0.74	0.28

Vers de terre

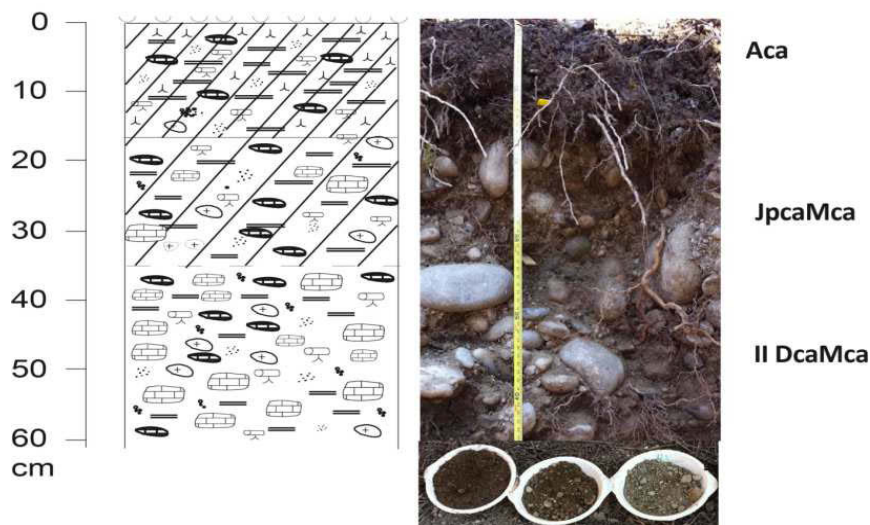
Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
131	5	3.5	0.9	36.6	0	63.4

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
17	17.1	1.0	2.0	76	96.5

AFT

FLUVIOSOL TYPIQUE carbonaté, pierrique et polyphasé



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 488.905 Y: 117.838	Forêt à bois tendre (bouleaux, noisetiers...)	Aca	18	5.4	LIMONO-ARGILEUX	33	30.4	36.7
		JpcaMca	20	58.2	LIMONO-SABLEUX	17.7	9	73.4
		II DcaMca	24	58.1	LIMONO-SABLEUX	16.7	5.8	77.5

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
Aca	7.5	7.66	7.21	0.46	0.007	22.7	21.6	4	0.28	14.2
JpcaMca	1.4	8.21	7.59	0.25	0.000	29.8	5.5	1	0.05	19.4
II DcaMca	0.9	8.33	7.78	0.17	0.000	32.5	4.4	0	0.05	0

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
Aca	0.5	7.6	108.2	0.52	210 135 156	0.35

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
20 635	14	6.1	0.79	0.48

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
127	6	2.8	0.7	50.4	3.7	45.9

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
19	14.7	1.0	1.1	83	89.2

AFJ

FLUVIOSOL JUVÉNILE carbonaté, pierrique et polyphasé



Coordonnées suisses	Occupation du sol	Horizon	Épaisseur (cm)	Éléments grossiers (%)	Texture (USDA, 1999)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)
X: 488.937 Y: 117.797	Prairie	JscAca	13	25.8	SABLO-LIMONEUX	6	9.2	84.8
		JscMca	9	56.8	LIMONO-SABLEUX	14.3	2.8	82.9
		IIMcaDca	18	68.9	SABLO-LIMONEUX	13.1	1.5	85.4

Horizon	Perte au feu (%)	pH H ₂ O	pH KCl	P _{tot} (%)	P _{bio} (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (cmolc.kg ⁻¹)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N ratio
JscAca	2.5	7.86	7.45	0.25	0.001	27.3	7.7	1.8	0.09	20.4
JscMca	0.7	8.23	8.01	0.16	0.001	32.8	3.1	1.3	0.02	64.5
IIMcaDca	0.4	8.63	8.22	0.14	0.000	34.3	2.7	0.3	0.02	14

Horizon	Masse volumique (g/cm ³)	Teneur en eau (%)	FDA (µg/g.h ⁻¹)	Respiration (µmol/m ³ .s ⁻¹)	Abondance de bactéries (nb/g)	Ergosterol (µg/g)
JscAca	1.0	5.4	62.7	0.00	136 898 012	1.93

Enchytréides

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% de stratégies r
11 033	11	4.3	0.78	0.6

Vers de terre

Densité (ind.m ⁻²)	Nombre d'espèces	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	% d'endogés	% d'anéciques	% d'épigés
31	3	2.7	1.0	0	19.4	80.6

Nématodes

Nombre de genres	Indice de Simpson	Evenness de Piélou	Indice de Maturité	Indice d'Enrichissement	Indice de Structure
10	8.6	1.0	1.7	56.6	73.6

Annexe 3 Densité de vers (ind.m⁻²) par espèce et leur catégorie écologique pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Genre	Espèce	Auteur	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	Catégorie écologique	
<i>Dendrodrilus</i>	<i>rubidus</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	épigé	
<i>Bimastos</i>	<i>eiseni</i>	Gerard, 1964 Hoffmeister, 1843	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	épigé
<i>Lumbricus</i>	<i>rubellus rubellus</i>	Savigny, 1826	89	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	14	0	0	25	0	101	épigé	
<i>Lumbricus</i>	<i>castaneus</i>	Savigny, 1826	26	25	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	épigé	
<i>Dendrobaena</i>	<i>octaedra caliginosa</i>	Savigny, 1826	0	111	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	0	11	0	0	1	épigé	
<i>Aporrectodea</i>	<i>caliginosa</i>	Savigny, 1826	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	endogé	
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum lacteum tyrtaeum</i>	Oerley, 1885	0	11	9	0	0	16	0	0	0	0	0	0	13	3	0	0	0	9	endogé	
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum</i>	Savigny, 1826	26	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	endogé	
<i>Aporrectodea</i>	<i>rosea chlorotica</i>	Savigny, 1826	35	107	25	0	4	0	21	284	0	0	7	104	21	134	47	148	51	0	endogé	
<i>Allolobophora</i>	<i>chlorotica</i>	Savigny, 1826	446	0	25	26	0	53	2	84	0	60	109	25	171	57	59	39	339	51	endogé	
<i>Allolobophora</i>	<i>icterica</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	endogé	
<i>Octolasion</i>	<i>cyaneum</i>	Savigny, 1826	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	endogé	
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa ripicola</i>	Bouché, 1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	11	0	89	0	0	anéciq	
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa longa</i>	Ude, 1885	23	0	64	31	2	8	13	51	21	0	23	36	0	74	232	107	3	12	anéciq	
<i>Aporrectodea</i>	<i>nocturna</i>	Evans, 1946	0	0	0	36	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	anéciq	
<i>Lumbricus</i>	<i>terrestris</i>	Linnaeus, 1758	0	10	67	3	2	126	27	1	13	1	4	0	0	46	10	0	0	0	épi- anéciq	

Genre	Espèce	Auteur	19thCS	19thPE	ACF	AFB	AFTP	AFT	AFJ	Catégorie écologique
<i>Dendrodrilus</i>	<i>rubidus</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	6	épigé
<i>Aporrectodea</i>	<i>caliginosa caliginosa</i>	Savigny, 1826	0	13	21	137	0	4	0	endogé
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum lacteum</i>	Oerley, 1885	32	31	0	0	0	0	0	endogé
<i>Octolasion</i>	<i>tyrtaeum tyrtaeum</i>	Savigny, 1826	0	0	0	0	0	0	0	endogé
<i>Aporrectodea</i>	<i>rosea</i>	Savigny, 1826	25	163	6	7	0	0	13	endogé
<i>Allolobophora</i>	<i>chlorotica chlorotica</i>	Savigny, 1826	2	13	26	136	94	87	13	endogé
<i>Allolobophora</i>	<i>icterica</i>	Savigny, 1826	31	0	5	31	46	2	0	endogé
<i>Octolasion</i>	<i>cyaneum</i>	Savigny, 1826	55	0	2	0	0	0	0	endogé
<i>Aporrectodea</i>	<i>longa longa</i>	Ude, 1885	6	0	21	59	35	49	0	anéciqque
<i>Aporrectodea</i>	<i>nocturna</i>	Evans, 1946	53	50	12	10	22	7	0	anéciqque
<i>Lumbricus</i>	<i>terrestris</i>	Linnaeus, 1758	20	125	6	31	17	23	0	epi-aneqque

Annexe 4 Densité d'enchytréides (ind.m⁻²) par espèce et stratégies r pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Genre	Espèce	Auteur	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	Stratégie r	
<i>Achaeta</i>	<i>bohemica</i>	Vejdovsky, 1879b	0	674	674	0	0	1095	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>danica</i>	Nielsen & Christensen, 1959	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>eiseni</i>	Vejdovsky, 1878	3874	2021	4632	4801	0	926	2021	0	1516	0	3201	0	0	0	2442	1263	168	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>iberica</i>	Graefe, 1989	0	168	0	1600	0	253	0	0	0	0	1432	0	0	0	0	3959	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>aberrans</i>	Nielsen & Christensen, 1961	0	0	0	0	0	337	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>unibulba</i>	Graefe, Dozsa-Farkas & Christensen, 2005	0	1600	2190	0	0	842	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Buchholzia</i>	<i>appendiculata</i>	Buchholz, 1962	2527	2274	7201	3285	2527	463	9349	253	18024	84	17519	0	15918	17687	758	1600	926	13139	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>buchholzi</i>	Vejdovsky, 1879	1600	337	590	0	674	421	1937	337	1853	0	1937	926	5053	1011	253	3032	842	1011	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>bulbosus</i>	Nielsen & Christensen, 1963	421	505	5832	168	84	421	590	505	926	168	674	1179	926	84	0	84	926	1263	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>bigeminus</i>	Nielsen & Christensen, 1963	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253	0	0	0	674	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>christenseni</i>	Dózsa-Farkas, 1992	842	0	0	253	505	337	505	0	2779	0	1011	1263	2442	0	0	5138	2695	0	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>lacteus</i>	Nielsen & Christensen, 1961	0	0	0	0	0	0	0	758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	X
<i>Buchholzia</i>	<i>fallax</i>	Michaelsen, 1887	505	2779	4064	168	0	84	1516	0	590	0	253	84	505	0	337	0	0	0	0	
<i>Enchytronia</i>	<i>parva</i>	Nielsen & Christensen, 1959	253	0	0	1263	842	842	1263	0	22740	1600	8507	253	253	253	0	7327	421	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>galba</i>	Hoffmeister, 1843	3959	0	3516	0	0	0	758	0	0	0	0	0	8591	0	0	0	421	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>discifera</i>	Healy, 1975	0	5559	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>paroniana</i>	Issel, 1904	0	0	9623	0	0	3453	6654	2106	84	0	2358	1011	337	674	0	253	1937	674	0	
<i>Fredericia</i>	<i>vixdiverticulata</i>	Sesma & Dozsa-	0	0	0	0	0	821	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

		Farkas, 1993																		
<i>Fredericia</i>	<i>bulboides</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	0	0	0	0	0	2358	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>ratzei</i>	Eisen, 1872	253	0	0	0	0	0	0	0	0	842	1011	0	4380	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>perrieri</i>	Vedovsky, 1878	421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>christeri</i>	Rota & Healy, 1999	0	0	0	168	0	0	0	0	84	0	11033	1348	0	0	168	1095	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>sp1</i>	-	0	3537	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>sp2</i>	-	0	337	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>rendsinata</i>	Dozsa-Farkas, 1972	4380	0	0	0	0	0	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2611	0
<i>Fredericia</i>	<i>isseli</i>	Rota, 1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	926	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>nemoralis</i>	Nurminen, 1970b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	168	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>connata</i>	Bretsher, 1902	253	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fredericia</i>	<i>sylvatica</i>	Healy, 1975	421	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Henlea</i>	<i>nasuta</i>	Eisen, 1878	0	0	0	0	0	0	253	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253
<i>Henlea</i>	<i>ventriculosa</i>	Udekem, 1854	0	421	0	0	0	168	0	0	0	0	1432	0	0	0	0	0	0	337
<i>Henlea</i>	<i>perpusilla</i>	Friend, 1911	84	0	0	0	0	0	421	0	421	0	0	0	84	0	0	0	0	0
<i>Marionina</i>	<i>argentea</i>	Michaelsen, 1889a	0	84	0	0	0	0	590	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Marionina</i>	<i>communis</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	1011	0	0

Genre	Espèce	Auteur	19thCS	19thPE	ACF	AFB	AFTP	AFT	AFJ	Stragègè r
<i>Achaeta</i>	<i>bohemica</i>	Vejdovsky, 1879b	337	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>danica</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	84	1516	5811	1348	0	
<i>Achaeta</i>	<i>eiseni</i>	Vejdovsky, 1878	4211	168	168	1769	926	4464	0	
<i>Achaeta</i>	<i>iberica</i>	Graefe, 1989	4548	0	0	0	0	0	0	
<i>Achaeta</i>	<i>brevivasa</i>	Graefe, 1980	0	0	0	337	1684	2106	1516	
<i>Buchholzia</i>	<i>appendiculata</i>	Buchholz, 1962	4127	842	84	505	84	5896	4801	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>buchholzi</i>	Vejdovsky, 1879	2779	1684	1348	2358	3622	2442	253	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>bulbosus</i>	Nielsen & Christensen, 1963	590	0	505	0	253	758	926	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>christenseni</i>	Dózsa-Farkas, 1992	1853	1853	758	505	0	505	590	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>crypticus</i>	Westheide & Graefe, 1992	0	0	0	0	84	253	0	X
<i>Enchytraeus</i>	<i>lacteus</i>	Nielsen & Christensen, 1961	0	0	0	1263	0	0	0	X
<i>Buchholzia</i>	<i>fallax</i>	Michaelsen, 1887	0	0	505	1263	0	421	0	
<i>Enchytronia</i>	<i>parva</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	337	674	0	0	1432	421	
<i>Fredericia</i>	<i>galba</i>	Hoffmeister, 1843	0	0	2779	4043	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>paroniana</i>	Issel, 1904	337	0	3032	337	421	0	421	
<i>Fredericia</i>	<i>bulboides</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	1011	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>ratzeli</i>	Eisen, 1872	0	84	0	674	0	421	84	
<i>Fredericia</i>	<i>laci</i>	Dozsa-Farkas, 2009	0	0	337	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>rendsinata</i>	Dozsa-Farkas, 1972	337	0	0	0	0	0	0	
<i>Fredericia</i>	<i>isseli</i>	Rota, 1994	0	0	0	505	1600	253	0	
<i>Henlea</i>	<i>ventriculosa</i>	Udekem, 1854	0	84	0	0	0	0	0	
<i>Henlea</i>	<i>perpusilla</i>	Friend, 1911	0	0	590	1095	0	168	0	
<i>Henlea</i>	<i>similis</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	0	0	0	0	168	758	
<i>Marionina</i>	<i>argentea</i>	Michaelsen, 1889a	0	84	0	0	0	0	421	
<i>Marionina</i>	<i>communis</i>	Nielsen & Christensen, 1959	0	168	0	0	0	0	842	
<i>Streocutus</i>	<i>niveus</i>	Michaelsen, 1888	0	0	0	253	0	0	0	

Annexe 5 Proportion de nématodes (%) par genre (Bongers, 1994), trait de vie (c-p, Yeates *et al.*, 1993) et groupe trophique (PP= parasite de plante, Fu= fongivore, Ba= bactérivore, Ca= carnivore, Om= omnivore, Bongers & Bongers, 1998) pour les sols urbains et alluviaux étudiés

Genre	REFUFP	18thPD	19thGR	19thJA	19thTU	19thTC	20thFS	20thER	1930VL	1933PL	1963WS	1970JR	1995RP	1995HR	2005RU	2005PB	2010PR	2010VM	Trait de vie c-p	Groupe trophique
<i>Acrobeles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Ba
<i>Aglenchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	PP
<i>Alaimus</i>	1	0	0	3	2	0	1	0	3	2	1	0	1	0	0	2	3	3	4	Ba
<i>Anaplectus</i>	2	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	3	9	0	0	2	0	0	2	Ba
<i>Anatonchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	4	Ca
<i>Aphelenchoides</i>	0	0	0	0	5	0	0	1	0	16	3	0	0	19	0	0	0	0	2	Fu
<i>Aphelenchus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	Fu
<i>Aporcelaimellus</i>	2	3	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	Ca
<i>Axonchium</i>	0	7	1	3	0	2	0	0	8	5	2	2	0	0	3	2	0	2	5	PP
<i>Bitylenchus</i>	0	0	0	4	0	2	0	14	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	3	PP
<i>Cephalobus</i>	3	3	4	6	5	5	1	8	3	2	7	0	0	2	0	2	4	3	3	Ba
<i>Circonematidae</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	3	PP
<i>Clarkus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	Ca
<i>Coomansus</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	Ca
<i>Coslenchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	PP
<i>Diphtherophora</i>	1	4	0	0	3	2	1	0	6	0	4	0	0	0	2	8	0	1	3	Fu
<i>Diplogasteridae</i>	0	0	0	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Ba
<i>Dolichorhynchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	PP
<i>Eucephalobus</i>	3	2	6	11	0	2	5	0	2	2	3	5	0	1	0	1	5	1	3	Ba
<i>Eudorylaimus</i>	11	0	2	0	2	3	3	2	7	1	6	2	0	6	0	1	7	3	4	Ca
<i>Filenchus</i>	8	7	2	7	15	10	6	0	0	0	7	1	9	1	7	8	4	7	2	PP
<i>Helicotylenchus</i>	0	11	36	26	17	10	2	25	11	28	19	22	2	0	12	15	5	2	3	PP
<i>Hemicycliophora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	PP
<i>Heterocephalobus</i>	0	3	2	0	0	1	0	0	4	0	5	1	9	5	1	0	3	0	3	Ba

<i>Longidorus</i>	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	PP
<i>Loofia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	PP
<i>Malenchus</i>	0	0	0	5	0	2	0	0	0	7	1	0	2	0	0	0	0	3	2	PP
<i>Merlinius</i>	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	5	5	0	0	0	3	0	0	3	PP
<i>Mesodorylaimus</i>	2	0	0	0	0	0	0	6	0	0	5	2	3	10	0	0	0	0	4	Om
<i>Metateratocephalus</i>	0	0	2	3	8	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	3	Ba
<i>Miconchus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	Ca
<i>Mylonculus</i>	0	10	10	8	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	5	0	4	Ca
<i>Paramphidelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	Ba
<i>Paraphelenchus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	2	Fu
<i>Plectus</i>	5	14	7	3	4	5	2	1	1	2	5	4	19	19	17	9	3	25	2	Ba
<i>Prionchulus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	0	4	Ca
<i>Prismatolaimus</i>	2	0	0	0	2	5	1	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	3	Ba
<i>Prodorylaimus</i>	0	4	0	3	1	5	0	0	1	0	0	0	0	0	9	2	0	0	4	Om
<i>Pseudhalenchus</i>	1	0	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Fu
<i>Pungentus</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	PP
<i>Rhabditis</i>	47	22	13	13	1	7	14	29	36	3	6	40	36	28	41	28	38	31	1	Ba
<i>Rotylenchus</i>	2	9	6	1	11	16	0	9	13	27	15	15	0	0	0	9	2	8	3	PP
<i>Teratocephalus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	Ba
<i>Trichodorus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	4	PP
<i>Tripyla</i>	6	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	Ca
<i>Tylencholaimus</i>	1	0	0	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	Fu
<i>Tylenchorhynchus</i>	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	PP
<i>Wilsonema</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	2	1	0	0	1	4	0	0	0	0	2	Ba
<i>Xiphinema</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	PP

Genre	ACF	AFB	AFTP	AFT	AFJ	Trait de vie c-p	Groupe trophique
Acrobeles	0	0	1	0	0	2	Ba
Aglenchus	0	0	2	0	0	2	PP
Alaimus	5	8	0	3	0	4	Ba
Anaplectus	3	0	0	0	0	2	Ba
Aphelenchoides	1	0	3	0	0	2	Fu
Aporcelaimellus	1	1	0	0	0	5	Ca
Axonchium	11	0	12	2	0	5	PP
Bitylenchus	6	12	0	0	0	3	PP
Cephalobus	4	5	13	7	0	3	Ba
Circonematidae	2	3	3	1	0	3	PP
Coslenchus	0	0	0	1	0	2	PP
Diphterophora	3	0	6	1	4	3	Fu
Eucephalobus	6	6	0	5	0	3	Ba
Eudorylaimus	7	1	6	3	12	4	Ca
Filenchus	18	8	0	8	0	2	PP
Helicotylenchus	4	10	0	11	0	3	PP
Hemicycliophora	0	0	0	0	28	3	PP
Heterocephalobus	5	0	9	3	0	3	Ba
Longidorus	1	0	0	0	0	5	PP
Malenchus	0	4	0	0	0	2	PP
Mesodorylaimus	0	3	2	0	0	4	Om
Metateratocephalus	0	0	0	1	2	3	Ba
Miconchus	2	3	0	0	0	4	Ca
Mylonculus	3	0	3	0	0	4	Ca
Paramphidelus	1	0	9	0	0	4	Ba
Plectus	5	8	0	5	20	2	Ba
Prionchulus	0	0	0	0	2	4	Ca
Prodorylaimus	6	3	0	1	0	4	Om
Pseudhalenchus	0	0	0	0	7	2	Fu
Pungentus	0	3	0	0	0	4	PP
Rhabditis	3	12	4	11	9	1	Ba
Rotylenchus	2	6	17	29	0	3	PP
Trichodorus	0	0	2	0	0	4	PP
Tripyla	0	0	0	0	10	3	Ca
Tylencholaimus	1	0	6	2	0	4	Fu
Tylenchorhynchus	0	0	0	2	0	3	PP
Wilsonema	0	3	2	4	6	2	Ba
Xiphinema	0	1	0	0	0	5	PP

Annexe 6 Curriculum vitae

Joël Amossé

Rue des Moulins, 33

Neuchâtel, Switzerland

Born on 14th Aug 1982, Married

French

joel.amosse@gmail.com

Education

- 2011 - now** **PhD**, Université de Neuchâtel, Institute of Biology, Switzerland
Laboratories of Soil & Vegetation and Soil Biology
Majored: Bioindication in Urban Soils (BUS project)
School Doctoral Program in Organismal Biology
- 2008 – 2010** **Professional Master**, Agrocampus Ouest, Rennes, France
Environmental Engineering
Majored: soil, water and hydrosystems
- 2004** **Professional License**, Université Catholique de l'Ouest, Angers, France
Environmental protection
Majored: Management and Treatment of Soil and Water

Professional Experiences

- 2011 - 2013** **Université de Neuchâtel, Switzerland**
Teaching assistant and supervision of students in soil science and soil ecology
- 2010.03-09** **Research Institute for the Development (IRD, France) &
Soils and Fertilizers Research Institute (SFRI, Hanoi, Vietnam)**
Master internship, soil ecology research in degraded tropical soils
- 2005 - 2008** **SAUR Group, Saumur, France**
Technician in sewage sludge management in agriculture

Skills

Soil science: Soil identification (urban, natural and agro-ecosystems) and physicochemical analyses.

Soil fauna: Sampling, extraction, identification of annelids (earthworms and enchytraeids) and community structure study.

Laboratory experiments: Earthworm burrows study (3D tomography method), organic matter dynamics (respiration, nutrient measurements) and microorganism study (bacteria and viruses).

Statistics and software: Numerical Ecology with R (Borcard *et al.*, 2011), Adobe Illustrator, Avizo and Office (Word, Excel, Power Point).

Languages: French (mother tongue), English (fluent) and German (A1 level).

Communication of research

- April 2011** 5th International Oligochaeta Taxonomy Meeting, Beatenberg, Switzerland (poster)
- October 2011** 6th International Conference of the Urban Soils Working Group, SUITMA 6, Marrakech, Morocco (poster)
- March 2012** 11^{èmes} journées d'étude des sols, Versailles, France (oral presentation)
- April 2012** European geosciences union, general assembly, Vienna, Austria (oral presentation)
- August 2012** 10th International Symposium on Enchytraeidae, Coimbra, Portugal (oral presentation)
- January 2013** The urban soil, the soil of the year 2013, Switzerland (www.boden-des-jahres.ch/media/bilder/Flyer_STADTBODEN_2013.pdf)
- February 2013** BGS SSP, annual congress. The carbon in the soil, Zürich, Switzerland (poster, 2nd award)
- September 2013** 7th International Conference of the Urban Soils Working Group, SUITMA 7, Toruń, Poland (oral presentation)
- February 2014** BGS SSP, annual congress. Understand the soil functioning in ecosystems, Changins, Switzerland (oral)

Publications

Amossé, J., Bettarel, Y., Bouvier, C., Bouvier, T., Duc, T.T., Thu, T.D., Jouquet, P., 2013. The flows of nitrogen, bacteria and viruses from the soil to water compartments are influenced by earthworm activity and organic fertilization (compost vs. vermicompost). *Soil Biology & Biochemistry*, 66: 197-203.

Amossé, J., Jelmini, J.-P., Havlicek, E., Mitchell, E.A.D., Le Bayon, R.-C., Gobat, J.-M., 2014. Mille ans d'extension urbaine à Neuchâtel: évolution des paysages et des sols. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 133: 05-26.

Activities and Interests

Associative experiences: Secretary of Association BiodiverCité (Switzerland)

Leisure: Cycling, hiking, skiing, swimming and travelling