

УДК 631.417.1

ЛАБИЛЬНОЕ ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО ПОЧВЫ КАК ИНДИКАТОР ЕЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА В РАЗНЫХ УСЛОВИЯХ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

Гамкало З. Г.¹, Бедерничек Т. Ю.²

¹Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Львов, zenon.hamkalo@gmail.com

²Национальный ботанический сад имени Н. Н. Гришко НАН Украины, Киев, bedernichek@gmail.com

Исследованы особенности содержания химически лабильных органических соединений углерода (ХЛОСУ) в почвах лесных и послелесных экосистем (сенокоса). Содержание ХЛОСУ в слое почвы 0–50 см старовозрастного леса (влажной грабовой дубравы) составляет $9,73 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$, что на 34,4 % больше, чем в почве под древостоем после сплошной вырубki граба и на 10,7 % меньше, чем в почве сенокоса, граничащим с экотоном исследуемого леса. В слое почвы 0–50 см старовозрастного ненарушенного древостоя часть ХЛОСУ в валовом содержании углерода органических соединений составляет 6,95 %, после вырубki – 4,87 %, а сенокоса – 16,99 %.

Ключевые слова: обезлесение, сенокос, органическое вещество почвы, перманганат калия, химически лабильный органический углерод.

ВВЕДЕНИЕ

Лабильный пул органического вещества почвы (ЛПОВП) считают высокочувствительным индикатором экологического качества почвы при оценке эффективности использования природных ресурсов педосферы [2, 6, 10, 16], в частности, для контроля изменений направления и интенсивности потоков углерода в биосфере. Определение количественных параметров, характеризующих ЛПОВП необходимо также для моделирования вышеназванных процессов [8, 14] и для принятия управленческих решений, особенно связанных с прогрессирующими глобальными экологическими кризисами (деградацией плодородных земель, изменениями климата).

На основании современных теоретико-методологических представлений о строении органического вещества почвы (ОрВП) и хорошо развитой в мире экспериментальной базы по его исследованию, стало возможным выявление различных пулов органического вещества почвы, отличающихся стойкостью к биологическим, химическим или физическим воздействиям. В связи с этим, установлены эволюционно сложившиеся химические, физические и физико-химические стабилизационные механизмы, защищающие ОрВП от интенсивной биодеструкции, что позволило не только длительно сохранить органический «скелет» или «матрицу» почвы как биокосного тела, так и совершенствовать ее структуру и соответственно функцию.

Разрушая экспериментально (*in vitro*) определенные почвенные протекторы, путем применения физического, химического или комплексного фракционирования ОрВП, которое может существенно отличаться методически, однако обязано удовлетворять главному требованию – обеспечению выделения гомогенного, функционально единого структурного пула органического вещества почвы, становится возможным дифференцирование различных органических субстанций, отличающихся степенью связывания их почвенными макро- и микроструктурами, химическими соединениями, биотой на соответствующие пулы и фракции.

В данной публикации особое внимание обращено на лабильный пул ОрВП, являющийся главным субстратом процесса минерализации и, как мы считаем, выполняет роль *энергопластического буфера* (авт.), который защищает консервативные, структуроопределяющие гумусовые вещества от микробной деструкции в процессе вегетации (или других случаях), когда меняются метаболические потребности гетеротрофной биоты в энергии и метаболитах пластического обмена – процессе анаболизма [2].

Лабильный пул органического вещества почвы, в свою очередь, состоит из более мелких групп органических веществ, которые существенно различаются структурно и функционально. Грегориш [9] считает, что важнейшими компонентами лабильного органического вещества почвы является микробная биомасса, легкие фракции углерода и пулы углерода, способные к быстрой

минерализации. В частности, Ровиро и Валеджо [17] утверждают, что целесообразно выделять «лабильный пул I» и «лабильный пул II», которые определяют путем гидролиза ОрВП почвы растворами 5н H₂SO₄ при 105 °С в течение 30 мин и 2н H₂SO₄ при комнатной температуре в течение 12 часов, а затем раствором 2н H₂SO₄ при 105 °С в течение 3 часов.

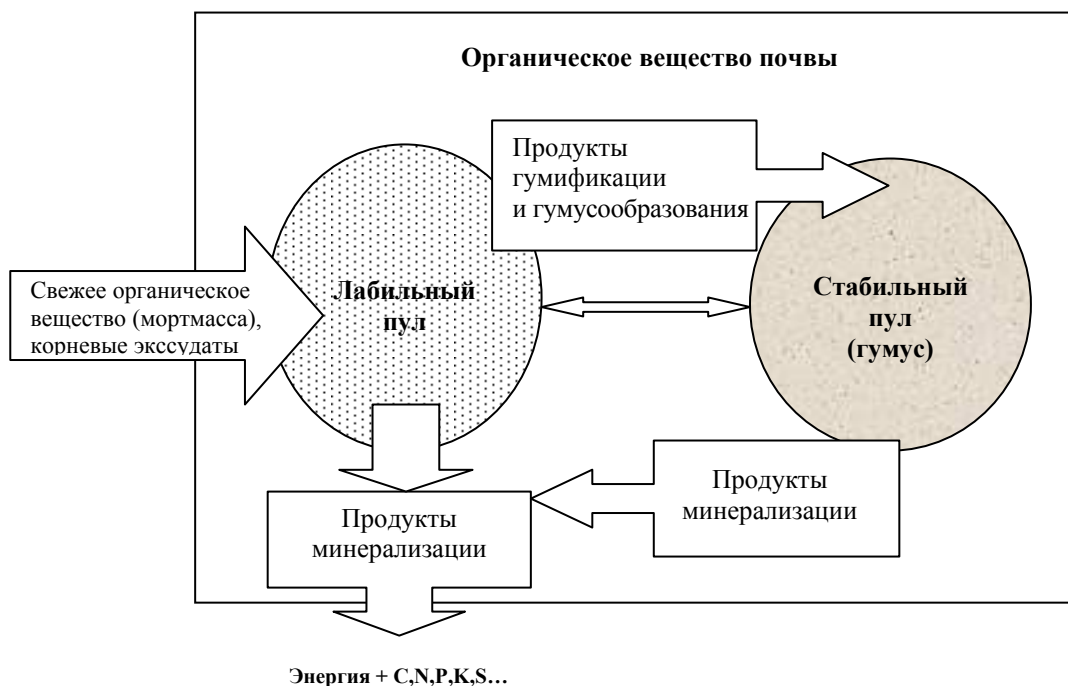


Рис. 1. Схема энергетического буфера (гумусопротекторного механизма) почвы с участием лабильного пула органического вещества (по З. Г. Гамкало [2])

Использование сегодня различных методических подходов к оценке качества ОрВП существенно затрудняет анализ и интерпретацию полученных экспериментальных данных. Поэтому, отдельные функциональные группы ХЛОСУ принято называть соответственно методу их фракционирования, а для более объективной оценки лабильного органического вещества применять принципиально разные методические подходы. Подавляющее большинство таких методов основано на химическом фракционировании ОрВП с целью выделения его структурных составляющих. При этом применяют следующие группы методов: экстракцию в водных и неводных растворах, водный, кислотный и щелочной гидролизы, окисление ОрВП, деструкцию минеральной составляющей и другие [13].

Одним из перспективных методов химической экстракции, что позволяет выделить функционально активный или стресс-чувствительный пул ОрВП является использование перманганата калия KMnO_4 как окислителя органического вещества почвы. Он имеет ряд существенных преимуществ по сравнению с другими распространенными окислителями (концентрированная серная кислота, хлораты и перхлораты, шестивалентный хром и т. д.). Это, прежде всего, низкая токсичность для людей, особенно исследователей, и «дружественность к окружающей среде». При его использовании крайне низкая вероятность отравления, а отработанные растворы не приводят к существенному загрязнению гидросферы, что наряду с высокой эффективностью окисления, позволяет использование этого химического агента для проведения массовых анализов.

Следует отметить, что окислительная способность KMnO_4 существенно зависит от pH среды. Так, в кислой среде, анион MnO_4^- восстанавливается до Mn^{2+} по схеме: $\text{Mn}^{7+} + 5\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+}$, а в нейтральной и слабощелочной – до MnO_2 : $\text{Mn}^{7+} + 3\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{4+}$. В сильнощелочной среде перманганат-ион присоединяет только один электрон с образованием MnO_4^{2-} по схеме: $\text{Mn}^{7+} + \text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{6+}$. Таким образом, в зависимости от pH раствора, KMnO_4

окисляет различные вещества, восстанавливаясь до соединений марганца разной степени окисления.

С целью оценки лабильной части ОрВП применяют нейтральный или слабощелочной раствор перманганата калия, как окислитель средней силы. Считают, что при таких условиях, KMnO_4 способен окислять простые карбогидраты, аминокислоты, амины, аминсахара и другие углеродсодержащие вещества, имеющие в своем составе гидроксильные или карбонильные группы, алифатические компоненты [12, 18]. Такой методический подход позволяет выделить химически лабильную часть ОрВП, что достаточно широко используют в современных естественных науках (почвоведении, экологии).

Кроме pH среды, который определяет степень окисления марганца и его реакционную способность, большое значение имеет концентрация перманганата калия в растворе. Традиционно, для определения лабильного пула ОрВП используют 0,333 М раствор KMnO_4 [7]. В частности, на использовании окислителя такой молярности базируется расчет индекса менеджмента углерода, который широко применяют для оценки качества ОрВП агроэкосистем [6]. Однако, выяснено, что при такой высокой концентрации, перманганат калия реагирует не только с лабильным пулом органических веществ, а окисляет от 14 до 27 % $\text{C}_{\text{орг}}$ (в пахотном слое почвы). Таким образом, раствор перманганата калия высокой концентрации, кроме упомянутых выше органических компонентов, частично окисляет и отдельные составляющие стабильного пула ОрВП, например гуминовые кислоты и лигнин [19].

Уменьшение концентрации окислителя в 10 раз позволило частично решить названную проблему. Лефрой с соавторами [11] сообщили об успешном использовании 0,033 М раствора KMnO_4 для оценки содержания в почве химически лабильного органического вещества. Полученные авторами результаты показали, что количество $\text{C}_{\text{орг}}$, окисленного таким образом, существенно отличалось в однотипных почвах США, подлежащих различной агрогенной нагрузке. Этот факт позволил оценить предложенный авторами вариант перманганатного окисления, как информативный метод получения актуальной информации о количественных и качественных характеристиках ХЛОСУ.

Тщательно проанализировав весь предыдущий опыт использования перманганата калия для оценки лабильного пула органического вещества почвы, Вейл с соавторами [20] предложили усовершенствованный метод определения химически активного углерода с использованием 0,02М KMnO_4 в 0,1М CaCl_2 . Учитывая высокую эффективность этого метода и хорошую воспроизводимость результатов нами использован этот методический подход с целью оценки трансформации пула лабильного органического вещества в разных условиях землепользования.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Территория исследования. Территория исследования находится в верховье бассейна р. Днестр, в пределах урочища «Корналовичи» (49°31'56" с. ш. , 23°19'48" в. д). Климат мягкий умеренно-континентальный с четко выраженными временами года, сформированный в условиях трансграничного воздушного переноса и барьерного эффекта Карпат. Приход солнечной радиации колеблется в пределах 6436–6708 $\text{МДж}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}$, но, вследствие значительной облачности (особенно весной-первой половине лета) реальная величина составляет лишь около 60 %. В пределах территории исследования, величина радиационного баланса составляет около $2000^\circ\text{МДж}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{год}$, а отрицательные значения характерны только для декабря и января. Среднегодовое количество осадков составляет около 700 мм, среднегодовая температура $7,8^\circ\text{C}$, сумма активных температур 2400–2600 $^\circ\text{C}$.

Почвы территории исследования сформированы преимущественно на аллювиальных верхнеплейстоценовых и голоценовых отложениях. Они отличаются степенью развития подзолистого процесса почвообразования и представлены двумя генетическими типами – дерново-подзолистыми оглееными, а также серыми и светло-серыми почвами. Оба генетических типа почв отличаются определенными особенностями, связанными с промывным водным режимом, высоким уровнем грунтовых вод, подпертых р. Днестр и частыми паводками, иногда имеющими катастрофический характер [3].

В пределах равнинной части бассейна Верхнего Днестра преобладают дубовые (*Querceta*) и дубово-грабовые (*Querceto-Carpineta*) леса. В этом контексте особый интерес вызывает урочище «Корналовичи», в котором до сегодняшнего дня сохранились старовозрастные дубовые и дубово-грабовые древостои возрастом 210–240 лет и отдельные деревья предыдущих поколений старше 300 лет [5]. Согласно геоботаническому районированию, леса этого урочища принадлежат к району Дрогобычско-Стрыйских дубовых лесов. Их средняя производительность составляет 420 м³/га и достигает 570 м³/га, что является высоким показателем для влажной грабовой дубравы в условиях Украины.

Опытные участки расположены в пределах стационара Национального лесотехнического университета Украины (г. Львов), расположенного во 2-ом квартале урочища «Корналовичи». Почвенные разрезы были заложены в пределах секции стационара К – контроль (без антропогенного вмешательства), секции № 1 – со сплошной вырубкой второго яруса, сформированного с участием граба обычного, а также на участке сенокоса, расположенного рядом со стационаром.

Отбор и подготовка образцов. Образцы почвы отбирали вначале октября, когда динамическая система органического вещества почвы находится в квазиравновесии. Отбор проводили до глубины 50 см через каждые 5 см. Часть образцов отбирали из почвенного разреза, а остальные – в радиусе 5 м от разреза, с помощью специального почвенного бура, в десятикратной повторности. Подготовку почвенных образцов выполняли в соответствии с ISO 11464. Для аналитических исследований отбирали образец воздушно-сухой почвы, диспергировали (путем растирания) так, чтобы измельченная масса проходила через сито с отверстиями 250 мкм. Определение общего содержания углерода органических соединений проводили методом сульфохромного окисления в соответствии с ДСТУ ISO 14235:2005. С целью оптимизации процесса окисления органического вещества почвы применено инкубирование образцов с учетом рекомендаций Мингорансе с соавторами [15], заключающихся в использовании пенопластового блока для термостатирования.

Определение содержания ХЛОСУ. В качестве окислителя использовали перманганат калия в соответствии с рекомендациями Вейла с соавторами [20]. Готовили 0,02 М раствор KMnO_4 в 0,1 М CaCl_2 . pH раствора доводили до величины 7,2. Для этого применяли растворы 0,05 н HCl и 0,05 н KOH , добавляя к раствору перманганата калия соответствующий реактив порциями по 0,1 мл.

Ход определения. Навеску почвы 5 г помещали в пробирку на 50 мл и приливали 20 мл 0,02 М KMnO_4 в 0,1 М CaCl_2 , закрывали пробкой и перемешивали встряхивателем при 180 оборотах в минуту в течение 2 минут, открывали пробку и оставляли отстаиваться в течение 10 мин. Присутствие в растворе катионов кальция, способных связывать почвенные коллоиды, позволяет существенно упростить определение ХЛОСУ, избежав дополнительной процедуры центрифугирования и фильтрования. Аликвоту 1 мл супернатанта (надосадочной жидкости) переносили в мерную колбу объемом 50 мл и доводили до метки дистиллированной водой. Оптическую плотность определяли на однолучевом спектрофотометре СФ-46 при длине волны 550 нм. Содержание ХЛОСУ определяли по убыванию интенсивности окраски раствора [19]:

$$\text{ХЛОК (мг} \times \text{г}^{-1}) = 1000 (\text{мл} \times \text{л}^{-1}) \times \text{масса образца (г)},$$

$$\text{ХЛОСУ (мг} \times \text{г}^{-1}) = \frac{(\text{См}(\text{X}) - \text{См}(\text{O})) \times (50/1) \times 20 \times 9}{1000 (\text{мл} \cdot \text{л}^{-1}) \times \text{масса образца (г)}},$$

где $\text{См}(\text{X})$ и $\text{См}(\text{O})$ – концентрации в моль KMnO_4 в холостой пробе и исследуемом образце соответственно, $(50/1)$ – фактор разведения ($\text{мл} \cdot \text{мл}^{-1}$), 20 – объем (мл) 0,02 М раствора KMnO_4 , 9 – количество С ($\text{г} \cdot \text{моль}^{-1}$ или $\text{мг} \cdot \text{ммоль}^{-1}$), которое окисляется одним молем KMnO_4 (в нейтральной среде).

Для статистической обработки результатов исследований и построения графиков использованы программы Microsoft Excel 2007 и Stat Soft Statistica 6.1.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Как видно из рисунка 2, в почве контрольного ненарушенного древостоя наибольшее количество органического углерода ($C_{\text{орг}}$) аккумулировано в поверхностном слое 0–5 см. С глубиной наблюдается резкое уменьшение содержания органического вещества: в слое почвы 5–10 см этот показатель составляет лишь 44,7 % от содержания в выше расположенном слое 0–5 см.

До глубины 15–20 см, где содержание $C_{\text{орг}}$ составляет $12,86 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$, видно регрессивно-аккумулятивный характер распределения содержания органического вещества по профилю почвы. В слое 40–45 см наблюдается незначительное увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ до $4,18 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ и дальнейшее уменьшение до $2,53 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ в горизонте 45–50 см.

Содержание ХЛОСУ уменьшается по профилю почвы подобно $C_{\text{орг}}$. Наибольшее его количество – $2,89 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ обнаружено в верхнем 0–5 см слое почвы. В расположенных ниже слоях почвы происходит резкое уменьшение содержания ХЛОСУ до $0,89 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ (15–20 см) и $0,45 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ в слое 30–35 см, достигая минимума в слое 45–50 см ($0,17 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$).

Полученные нами данные хорошо согласуются с результатами исследований других авторов. Так, М. К. Богатова и Д. И. Щеглов [1] пришли к выводу, что верхняя часть гумусового профиля, даже в пределах небольшой по мощности толщи (20 см), характеризуется существенным уменьшением количества органического вещества с глубиной (почти в 1,5 раза). Максимальное количество лабильного органического вещества находится в верхнем 10-ти сантиметровом слое почвы, а в ниже расположенном (10–20 см) – его абсолютное количество уменьшается в два раза.

Полное устранение субэдикатора граба обыкновенного (*Carpinus betulus*), вследствие лесохозяйственных мероприятий, привело к существенным изменениям содержания $C_{\text{орг}}$ почвы до глубины 50 см (рис. 3), в частности, его уменьшение в 2,1 раза в 0–5 см поверхностном слое, по сравнению с контролем.

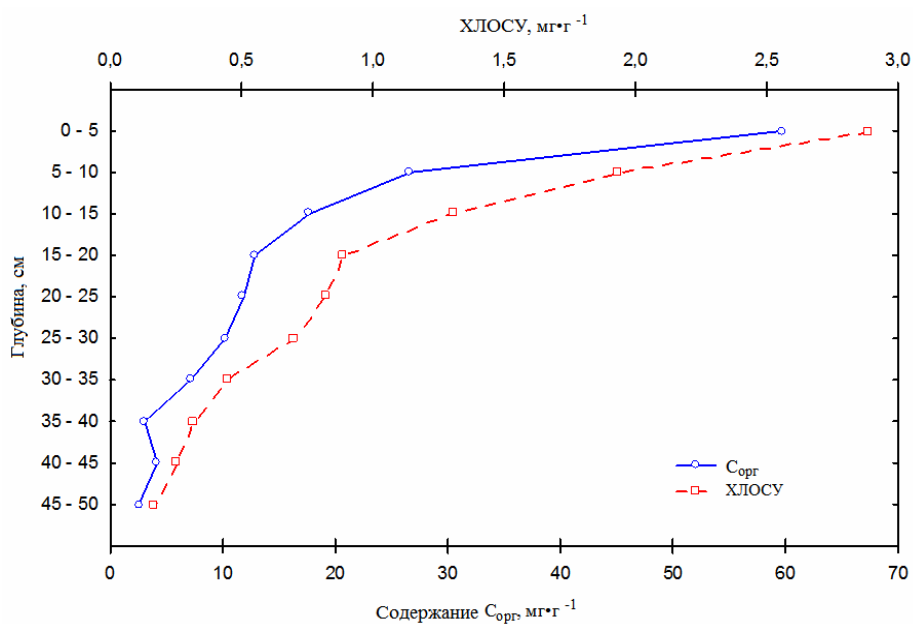


Рис. 2. Профильные изменения содержания $C_{\text{орг}}$ и химически лабильных органических соединений углерода (ХЛОСУ) в лесной почве

Как видно из данных рисунка 3, содержание $C_{\text{орг}}$ также является максимальным в верхнем 0–5 см слое почвы, где оно достигает $28,13 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$, резко уменьшаясь до $7,80 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ на глубине 15–20 см. Минимум содержания $C_{\text{орг}}$ ($0,77 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$) обнаружено на глубине 35–40 см.

Как в контрольном, так и в данном опытном варианте, обращает внимание синхронность колебаний содержания $C_{орг}$ и ХЛОСУ. Наибольшее содержание лабильного углерода обнаружено в верхнем 0–5 см слое – 1,98 мг·г⁻¹, что в 1,46 раз меньше, по сравнению с контрольным вариантом. Ниже по профилю, содержание ХЛОСУ уменьшается до 0,58 мг·г⁻¹ в слое 15–20 см и 0,15 мг·г⁻¹ – 35–40 см. В слое 40–45 см прослеживается некоторое увеличение его содержания до 0,19 мг·г⁻¹, а на глубине 45–50 – снова резкое уменьшение до 0,034 мг·г⁻¹. Вероятно, важной причиной профильных изменений содержания ХЛОСУ является различная биогенность почвы, определяемая микробиотой и активностью корневой системы.

Подобно кривой количественного распределения $C_{орг}$ в профиле почвы, изменяется содержание ХЛОСУ. Полученные нами результаты исследований согласуются с выводами В. В. Пономаревой и Т. А. Плотниковой [4] о тесной связи между содержанием лабильных форм гумуса и его валовых форм. Эта закономерность подтверждена в большинстве подобных исследований.

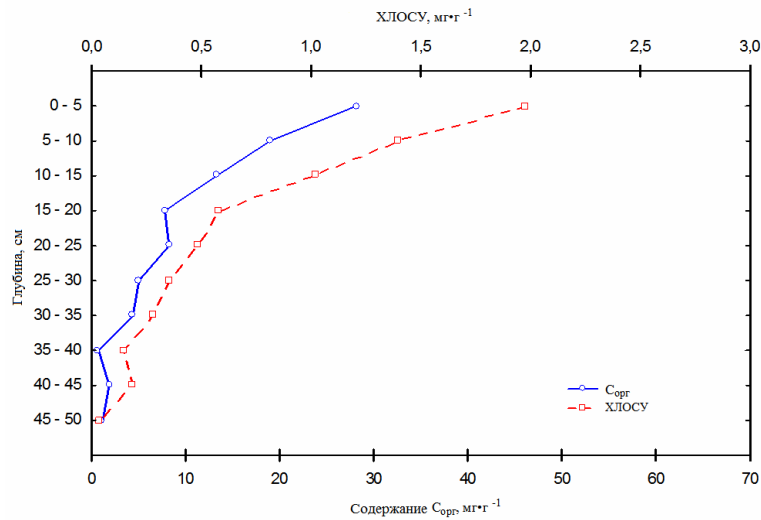


Рис. 3. Профильные изменения содержания $C_{орг}$ и ХЛОСУ в лесной почве после сплошной вырубki граба

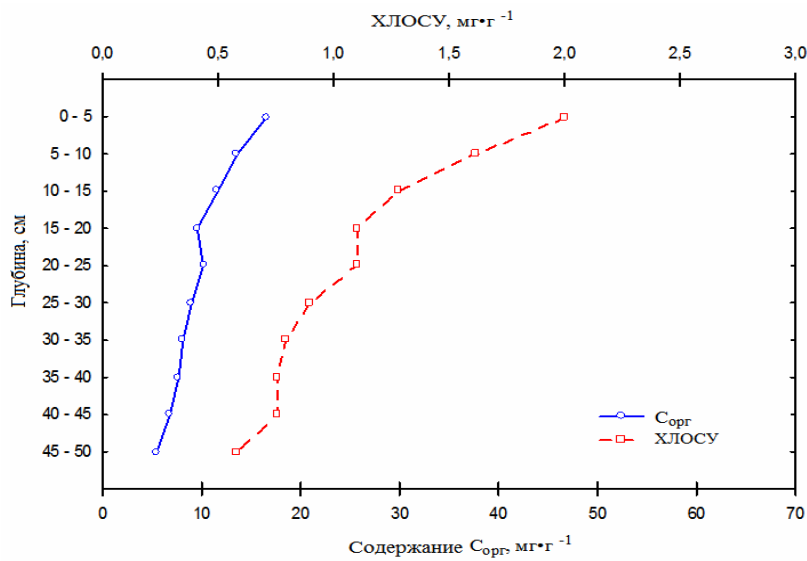


Рис. 4. Профильные изменения содержания $C_{орг}$ и ХЛОСУ в почве сенокоса

Обращает внимание, что архитектура органо-профиля дерново-подзолистой поверхностно-оглеенной почвы, которая более 20 лет используется в сельскохозяйственном производстве как сенокос, претерпела определенные изменения, по сравнению с почвами лесных экосистем. Традиционно, максимальное содержание $C_{\text{орг}}$ ($16,59 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$) обнаружено в верхнем 0–5 см слое почвы (рис. 4); с глубиной его содержание постепенно уменьшается до $9,56 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$ (15–20 см), достигая минимума на глубине 45–50 см ($5,49 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$).

Содержание ХЛОСУ изменяется по профилю подобно содержанию $C_{\text{орг}}$: максимум – в слое 0–5 см ($2,00 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$); ниже – постепенное уменьшение содержания до глубины 15–20 см ($1,10 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$). В слое почвы 20–45 см обнаружен регрессивно – аккумулятивный характер накопления ХЛОСУ, а минимум зафиксирован в слое 45–50 см ($0,58 \text{ мг}\cdot\text{г}^{-1}$).

ВЫВОДЫ

1. Наиболее существенные изменения ХЛОСУ, вследствие антропогенного влияния, происходят в зоне высокой ризосферной активности почвы (0–20 см). Наибольшее содержание ХЛОСУ обнаружено в эдафотопе старовозрастного ненарушенного древостоя; проведение лесохозяйственных мероприятий (сплошная вырубка субэдификатора граба) привело к существенному уменьшению содержания лабильного пула (на 31 % в слое почвы 0–5 см и на 28 % в слое 5–10 см).

2. В почве сенокоса содержание ХЛОСУ существенно больше, чем в старовозрастном древостое: в слое почвы 15–20 см – 1,24, 30–35 см – 1,78 и 45–50 см – 3,52 раза.

3. В почве экосистем различной степени гемеробии существует очень сильная корреляционная связь ($r > 0,97$, $p < 0,05$) между валовым содержанием углерода органических соединений ($C_{\text{орг}}$) и содержанием химически лабильного органического углерода, что свидетельствует о наличии хорошо регулируемой динамической системе органического вещества почвы.

4. Синхронные количественные изменения ХЛОСУ и $C_{\text{орг}}$ возможны вследствие регулярного поступления в почвенную среду свежего органического вещества (мортмасса, корневые экссудаты и др.), которое пополняет лабильный пул ОрВП, способствует образованию макроагрегатов (механизм физической стабилизации), улучшению структуры и экологического комфорта почвы.

5. Поддержание в почве высокого уровня ХЛОСУ, благодаря различным химическим, физическим и другим протекторам, обеспечивает большее количество органического материала, участвующего в процессах гумификации и последующем гумусообразовании и гумусонакоплении. Следует также учесть, что только абсолютное содержание ХЛОСУ в почве, а не относительное (в процентах) является объективным индикатором его экологического качества в разных условиях землепользования.

Список литературы

1. Богатова М. К. Органическое вещество в профиле темно-серых лесных почв под различными типами фитоценозов Тульской области / М. К. Богатова, Д. И. Щеглов. – Вестник ВГУ. Серия: Химия, Биология, Фармация. – 2005. – № 2. – С. 121–125.
2. Гамкало З. Г. Активна фаза органічної частини ґрунту як його енергопластичний буфер: теоретичний підхід і проблема оцінки / З. Г. Гамкало. – Науковий вісник УДЛУ. – 2003. – Вип. 13.4. – С. 270–275.
3. Кіт М. Г. Стан і трансформація ґрунтового покриву / Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра / М. Г. Кіт, С. П. Позняк, І. М. Шпаківська. – Львів, 2000. – С. 51–66.
4. Пономарева В. В. Гумус и почвообразование / В. В. Пономарева, Т. А. Плотникова. – Л.: Наука, 1980. – 220 с.
5. Стойко С. М. Эталоны природы / С. М. Стойко. – Львов: Вища школа. Изд-во при Львовском ун-те, 1980. – 120 с.
6. Blair G. J. The development of the KMnO_4 oxidation technique to determine labile carbon in soil and its use in a carbon management index / Assessment Methods for Soil Carbon. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. – 2001. – P. 323–337.
7. Blair G. J. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems / G. J. Blair, R. D. B. Lefroy, L. Lise // Australian J. Agric. Res. – 1995. – Vol. 46. – P. 1459–1466.
8. Cambardella C. A. Experimental verification of simulated soil organic matter pools / C. A. Cambardella // Soil Process. Carbon Cycle. – 1998. – P. 519–526.
9. Gregorich E. G. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils / E.G. Gregorich, M. R. Carter, D. A. Angers, C. M. Monreal, B. H. Ellert // Canadian Journal of Soil Science. – 1994. – Vol. 74. – P. 367–385.

10. Haynes R. J. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys / R. J. Haynes // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1999. – Vol. 31. – P. 1821–1830.
11. Lefroy R. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ^{13}C natural isotope abundance / R. Lefroy, G. J. Blair, W. M. Strog // *Plant and Soil* – 1993. – Vol. 155/156. – P. 399–402.
12. Loginow W. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation / W. Loginow, W. Wisniewski, S. S. Gonet, B. Ciescinska // *Polish J. Soil Sci.* – 1987. – Vol. 20. – P. 47–52.
13. M. von Luetzow. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms // M. von Luetzow, I. Koegel-Knabner, K. Ekschmitt, H. Flessa, G. Guggenberger, E. Matzner, B. Marschner // *Soil Biology & Biochemistry*. – 2007. – Vol. 39. – P. 2183–2207.
14. McGill W. B. Review and classification of ten soil organic matter (SOM) models / W. B. McGill // in: Smith, U. J. (Ed.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. – Springer, Berlin, 1996. – P. 111–132.
15. Mingorance M. D. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method / M. D. Mingorance, E. Barahona, J. Fernández-Gálvez // *Chemosphere*. – 2007. – № 68. – P. 409–413.
16. Partyka T. Estimation of oxidizing ability of organic matter of forest and arable soil / T. Partyka, Z. Hamklalo // *Zemdirbyste-Agriculture*, 2010. – Vol. 97 (1). – P. 33–40.
17. Rovira P. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach / P. Rovira, V. R. Vallejo // *Geoderma*. – 2002 – Vol. 107. – P. 109–141.
18. Stanford G. Evaluation of ammonium release by alkaline permanganate extraction as an index of soil nitrogen availability / G. Stanford // *Soil Sci.* – 1978. – Vol. 126. – P. 244–253.
19. Tirol-Padre A. Assessing the Reliability of Permanganate-Oxidizable Carbon as an Index of Soil Labile Carbon / A. Tirol-Padre, J. K. Ladha // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 2004. – Vol. 68. – P. 969–978.
20. Weil R. W. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use / R. W. Weil, K. R. Islam, M. Stine, J. B. Gruver, S. E. Samson-Liebig // *Am. J. Altern. Agric.* – 2003. – Vol. 18. – P. 3–17.

Гамкало З. Г., Бедерничек Т. Ю. Лабільна органічна речовина ґрунту як індикатор його екологічної якості в різних умовах землекористування // *Екосистеми, їх оптимізація та охорона*. Сімферополь: ТНУ, 2014. Вип. 10. С. 193–200.

Досліджено особливості змісту хімічно лабільних органічних сполук вуглецю (ХЛОСВ) у ґрунтах лісових і післялісових екосистем (сінокошу). Зміст ХЛОСВ в шарі ґрунту 0–50 см старовікового лісу (волога грабова діброва) складає $9,73 \text{ mg} \times \text{g}^{-1}$, що на 34,4% більше, ніж у ґрунті під древостоєм після суцільної вирубки граба і на 10,7% менше, ніж у ґрунті сінокошу, що межує з екотоном досліджуваного лісу. У шарі ґрунту 0–50 см старовікового непорушеного деревостану частина ХЛОСВ у валовому вмісті вуглецю органічних сполук становить 6,95%, після вирубки – 4,87%, а сінокошу – 16,99%.

Ключові слова: збезліснення, сінокіс, органічна речовина ґрунту, перманганат калію, хімічно лабільний органічний вуглець.

Hamkalo Z. G., Bedernichek T. Yu. Labile pool of soil organic matter as an indicator of its ecological quality under different land use conditions // *Optimization and Protection of Ecosystems*. Simferopol: TNU, 2014. Iss. 10. P. 193–200.

The characteristics of labile pool of soil organic matter and chemical labile organic matter (CLOM) changes in the soil under forest and hayfield were shown. CLOM-C content in 0–50 cm soil layer under the old-growth (over 200 years) oak-hornbeam forest was $9,73 \text{ mg} \times \text{g}^{-1}$ – 33,4% greater than in the soil under the forest after cutting of hornbeam and 10,71% less than in the soil of hayfield.

Key words: deforestation, soil organic matter, permanganate, chemical labile organic carbon.

Поступила в редакцію 01.01.2014 г.