

УДК 504

Р. Г. Реваян

О принципах геоэкологической оценки процесса опустынивания

(Представлено академиком С. В. Григоряном 3/VI 2003)

Возрастающее антропогенное давление на окружающую среду в Армении, как и во многих странах, превышает потенциальную емкость территорий. Поэтому на первый план выдвигаются проблемы нарушения структуры и режима экосистем (нарушение в системе продукции - деструкции органического вещества, водного режима, а также биогеохимических циклов и др.) и предвидения экологических последствий антропогенной деятельности. Теоретической основой проблемы опустынивания является вопрос устойчивости экосистем, поскольку опустынивание - это результат неустойчивых состояний в природной среде, причиной которых являются в основном неблагоприятные факторы внешней среды и антропогенное воздействие.

Структурное разнообразие растительного сообщества позволяет отдельным видам осваивать различные экологические ниши. При этом различные признаки вида, даже если они сами по себе не адаптивны, могут иметь решающее значение в процессе приспособления к конкретным экологическим условиям. Однако серьезные трудности возникают при получении информации о состоянии биоты, поскольку реакцию биоты на изменения экосистемы можно оценить в целом, но невозможно систематически наблюдать за состоянием всех видов растений.

Для успешного решения задач по оценке процесса опустынивания экосистем большое значение имеет поиск показателя, который являлся бы репрезентативным для реакции сообщества и экосистемы в целом. При этом раннее распознавание нарушений является решающим фактором для предотвращения опустынивания - необратимого состояния экосистемы. Для такой оценки в настоящее время используются биоиндикационные методы. Серьезные методические трудности связаны с получением информации о состоянии экосистемы, поскольку биоиндикационные исследования проводятся на уровне вида [1]. Именно поэтому существует вполне обоснованное мнение, что создать универсальную систему биоиндикаторов вряд ли возможно.

А между тем необходимо разработать пути научного прогноза процесса опустынивания и методы исследований, позволяющие охватить экосистему в целом. В решении этой проблемы одним из эффективных способов оценки процессов опустынивания является выяснение биогеохимической цикличности, дающее возможность охватить основные компоненты экосистемы и быстрее реагировать на суммарные воздействия, возникающие в результате наложения различных факторов, включая накапливающиеся в определенных участках биохимически активные вещества. Этот подход позволяет на более ранней стадии обнаружить тенденцию экосистемы к изменению устойчивости и наиболее полно оценить процессы

поступления, выщелачивания и трансформации веществ [2].

Основные положения предложенной методологии рассмотрены нами на горных лугах Араратской котловины [3]. С целью более полной геоэкологической оценки процесса опустынивания проведены исследования и на примере техноэкосистемы аридной зоны, где расположена золотоизвлекательная фабрика. Процесс извлечения драгметаллов сопровождается поступлением в экосистему больших количеств загрязнителей - тяжелых металлов, цианистых и азотистых соединений [4].

Объектами исследования послужили фоновые и техноэкосистемы, выбранные по классификации А. И. Перельмана [5]. Выявление закономерностей распространения техногенеза проведено по методике [6], позволяющей при опробовании получить представительные результаты способом смешанных образцов. Пространственное распределение загрязнителей проиллюстрировано на примере одного наиболее характерного геохимического звена - ландшафтного профиля - от вершины холма, где расположена золотоизвлекательная фабрика, до лугово-болотного межхолмового понижения (хвостохранилище фабрики).

Для характеристики миграционной способности металлов вычислялись коэффициенты техногенной трансформации потока тяжелых металлов (отношения концентрации тяжелых металлов в техногенных и фоновых условиях). Как показывают данные табл. 1, коэффициент техногенной трансформации наиболее высок для As, Cd, Ni, Cu и Pb, что касается Fe, Ti, Mn и Co, то их содержание в потоке веществ в меньшей степени связано с техногенным загрязнением и обусловлено в основном местными факторами.

Таблица 1

Техногенная аномалия тяжелых металлов по профилю загрязненных почв

Глубина, см	As	Cd	Co	Ni	Cu	Pb	Mo	Mn	Fe
0-10	65.2	130.0	4.6	47.6	19.7	38.8	1.0	3.1	1.7
10-20	68.0	119.0	1.6	22.7	17.1	42.6	0.7	2.7	1.4
20-40	29.4	50.0	1.3	69.0	7.6	13.2	0.9	1.9	1.2
40-60	23.3	26.6	1,9	6.2	40.7	12.5	0.5	1.3	1.0
60-80	9.7	30.0	0.9	3.4	3.0	4.0	0.4	1.5	1.0

На загрязненных участках под влиянием техногенеза почвы обогащаются тяжелыми металлами и в результате содержат почти в 70 раз больше мышьяка и в 50-130 раз больше кадмия, чем фоновые почвы. Близкие значения отмечены для Ni, Cu и Pb, содержание которых было больше соответственно в 69, 41 и 43 раза.

Закономерности пространственного распределения мышьяка, кадмия, никеля, меди и свинца в загрязненных почвах показывают, что особенно сильно загрязняются почвы, примыкающие к начальным частям техногенных потоков. С расстоянием количество тяжелых металлов в почвах убывает. Однако даже в краевых частях техногенных потоков содержание мышьяка значительно превышает его фоновый уровень.

По сравнению с консервативными компонентами экосистемы (почва, растительность, литогенная основа), отражающими преимущественно изменение элементного состава, лизиметрические растворы являются информативными геохимическими показателями техногенной трансформации ландшафта, поскольку позволяют получить информацию о специфике техногенной трансформации внутрисистемных процессов.

Характер изменения химического состава лизиметрических растворов по сравнению с фоновым дает возможность установить наиболее ранние стадии перехода экосистемы из категории фоновых в техногенные и представляет собой один из важнейших геохимических показателей степени техногенной трансформации ландшафта. Подтверждение тому - расчеты биогеохимических параметров, которые позволили выявить перемещения химических элементов в рядах их содержаний в лизиметрических фильтрах относительно валовых содержаний в почвах (табл.2). Так, As в ряду элементов в фильтрах переместился на первое место, в почве же он находится на четвертом месте, Cu с последнего места переместился на среднее, что указывает на сравнительно большую подвижность As и Cu в техноэкосистеме. Чтобы численно определить эти различия, рассчитали "наблюдаемые отношения", согласно которым исследуемые элементы по миграционной способности располагаются в следующий нисходящий ряд, соответствующий рядам биологического поглощения их растениями: $As=Mn=Cu=Ni(n) > Fe(0,n) > Ti=Pb(0,0n)$

Таблица 2

Ряды содержаний элементов в инфильтрационных водах, почвах и по кларкам литосферы в техногенной экосистеме

Форма содержания	Ряды элементов
В лизиметрических фильтрах	$As > Fe > Mn > Ti > Cu \geq Ni > V$
Валовое содержание	$Fe > Ti > Mn \geq As \gg V \geq Ni \geq Cu$
По кларкам литосферы	$Fe > Ti > Mn > V > Ni > Cu > As$

Из-за высоких концентраций тяжелых металлов в почвах и лизиметрических водах почвы практически полностью потеряли хозяйственную пригодность, а окружающие территории превратились в техногенную пустыню.

Как показали изучение миграции тяжелых металлов и оценка состояния почв, буферные возможности экосистем по отношению к техногенному воздействию наиболее полно проявляются только при сохранении ее структурной целостности, прежде всего биотических компонентов, в частности, растительности, обеспечивающей нормальное функционирование экосистемы. Анализ состояния растительного покрова и элементного состава растений в изучаемой зоне показал, что под влиянием техногенного загрязнения происходит как угнетение, так и уничтожение растительной биоты. Реальной причиной высокого уровня концентраций металлов в растениях зоны техногенеза является интенсивное корневое поглощение техногенных элементов в условиях высокоаномального их содержания в почвах. При этом вопрос о возможностях растений контролировать поглощение тяжелых металлов до сих пор остается открытым, поскольку эксперименты не дают однозначного ответа [7,1].

Резкое увеличение количества металлов, поступающего в экосистему, приводит не только к изменению микроэлементного состава растений, но и к нарушениям в состоянии и функционировании растений. Объективными показателями в этом отношении являются не сами концентрации металлов, а отношения элементов, отражающие степень диспропорции в микроэлементном обеспечении процессов метаболизма (табл.3). Отношение Fe/Mn в травах находится в интервале 1.2-7.1, при этом в фоновых условиях 1.2-3.6, а в техногенных 3.8-7.1. Здесь прослеживается достаточно четкая тенденция возрастания диспропорции Fe и Mn в зависимости от техногенного воздействия. Наиболее резко меняется отношение As/V (отношение токсичного металла и биофильного), которое находится в пределах 0.1-3.9, увеличиваясь в зависимости от техногенного воздействия. Диспропорция отмечается и для Cu/Mo и Pb/Co. Причем эти показатели в фоновых условиях не повышаются, а заметно снижаются в связи с опережающим накоплением ванадия, молибдена и кобальта в растениях.

Таблица 3

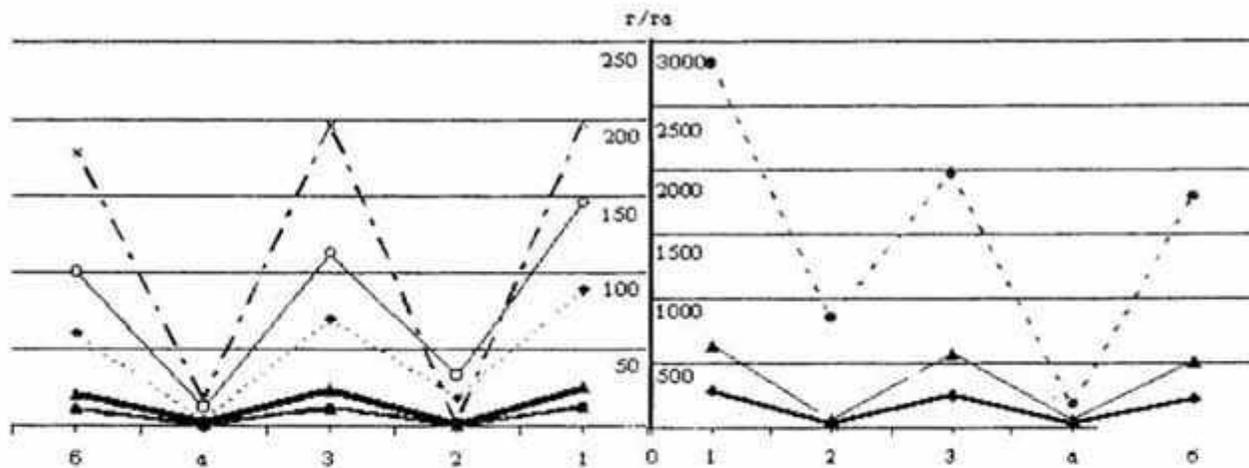
Количественные соотношения тяжелых металлов в кормовых травах

Растительное семейство	As/V	Pb/Co	Cd/Mo	Fe/Mn
Бобовые	3.7	7.5	1.5	3.8
Злаки	3.9	8.2	1.5	7.1
Разнотравье	2.0	8.3	3.6	5.3
		Фон		
Бобовые	0.1	1.2	0.01	1.2
Злаки	0.3	2.3	0.02	3.6
Разнотравье	0.2	2.5	0.04	3.3

В сезонной динамике в течение вегетационного периода прослеживается четкая тенденция увеличения процентного содержания сухого вещества в травах по отношению к сырому весу: в фоновых условиях эта величина находится в пределах 32.8-35.2, в техногенных - 39.7-43.2%. Эти различия свидетельствуют о нарушении водного баланса растений и снижении обводненности растительной ткани зоны техногенеза, что может быть связано с токсическим действием избытка тяжелых металлов.

Анализ емкости потоков тяжелых металлов в растительном сообществе с участием *Agropyron cristatum* (L.) Beanv., *Poa bulbosa* L., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Glycyrrhiza glabra* L., *Artemisia fragrans* Willd., *Atriplex tatarica* L. и др. показывает, что за пределы экосистемы с надземной массой растений отчуждается лишь 23.8%, а возвращается в почву и включается в биогеохимическую цикличность 76.2% (рисунок). Анализ роли отдельных структурных компонентов в составе потока органической биомассы показывает, что корнями возвращается значительное количество тяжелых металлов - 68.5% от общих запасов элементов, вовлеченных в биогеохимический поток. Значительный удельный вес биомассы корней в структуре потока, повторно поступающей в почву, связан с высоким уровнем абсолютного содержания элементов в биомассе корней. С биомассой трухи и стерни поступает в почву незначительная

часть тяжелых металлов, при этом роль биомассы трухи в потоке элементов невелика и составляет не более 10%.



Емкость потока тяжелых металлов в пустынной растительности с участием *Agropyron cristatum* (L.) Beauv., *Poa bulbosa* L., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Glycyrrhiza glabra* L., *Artemisia fragrans* Willd., *Atriplex tatarica* L.

---•--- As ---○--- Cu ---+--- Cd ---x--- Ni ---▲--- Pb ---●--- Mo ---◆--- Mn ---▲--- Ti ---◆--- Fe

1 - общая фитомасса; 2 - отчуждаемая фитомасса; 3 - возвращаемая фитомасса; а - стерня+труха; б - корни

Анализ баланса химических элементов нескомпенсированность их биогенных потоков, отчуждаемых за пределы экосистемы и повторно поступающих в почву, что приводит к существенно более высокой концентрации тяжелых металлов в корнях растений и соответственно в почве.

Таким образом, выявленные нами закономерности емкости потоков химических элементов и баланса, расчеты биогеохимических параметров показали, что почвы зоны техногенеза практически аномальны и техногенная трансформация экосистемы идет в сторону деградации и опустынивания.

Предложенный методологический подход, основанный на концепции биогеохимической цикличности, позволяет на ранней стадии процесса опустынивания достаточно оперативно оценить состояние техноэкосистемы и разработать мероприятия по предупреждению процесса опустынивания и оптимизации экосистемы в целом.

Следует отметить, что мы еще не знаем точных границ всего круга вопросов, подлежащих исследованию для получения полной экологической характеристики процесса опустынивания. Необходимо расширить круг вопросов, характеризующих механизм этого процесса с тем, чтобы добиться полной оценки процесса и выявить наиболее важные показатели.

Разносторонние комплексные данные геоэкологической характеристики необходимы не только для научно обоснованного прогноза процесса опустынивания, но и для разработки перспективных направлений рационального использования экосистем.

Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА.

Литература

1. *Шуберт Р.* Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. М. Мир. 1988. 348 с.
2. *Ревазян Р. Г.* Биогеохимическая цикличность как функциональный критерий устойчивости экосистем. Автореф. докт. дис. 2002. 54 с.
3. *Ревазян Р. Г.* - ДНАН Армении. 1998. Т. 98. N 4. С. 357-362.
4. *Ревазян Р. Г.* - ДНАН Армении. 1993. Т. 94. N 3. С. 165-172.
5. *Перельман А. И.* Геохимия ландшафта. М. 1975. 342 с.
6. *Григорян С. Б.* Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории химическими элементами. М. ИМГРЭ. 1984.
7. *Либберт Э.* Экология растений. М. 1976. 584 с.

Ռ. Հ. Ռևազյան

Անապատացման ընթացքի գեոէկոլոգիական գնահատման սկզբունքների մասին

Անապատացման ընթացքի առավել կարևոր խնդիրներից մեկը վաղ ախտորոշման մեթոդների մշակումն է: Այդ ընթացքի գեոէկոլոգիական գնահատումը ընդգրկում է,

ա) կենսատերկրաքիմիական որոշ պարամետրերի որոշում,

բ) քիմիական տարրերի հոսքերի տարողունակության և հաշվեկշռի բացահայտում,

գ) քիմիական տարրերի միգրացիոն ակտիվության բացահայտում:

Աշխատանքի առավել պատասխանատու փուլն է կոռեկցիոն կապի հաստատումը հետազոտության տարբեր պարամետրերի միջև, ինչը թույլ կտա ընտրել գնահատման ցուցանիշների նվազագույն քանակ զանգվածային օգտագործման հարմար գեոէկոլոգիական հսկողություն կազմակերպելու նպատակով:

Առաջարկված մեթոդաբանական մոտեցումը, որի հիմքում ընկած է կենսատերկրաքիմիական ցիկլայնության կոնցեպցիան, թույլ է տալիս անապատացման ընթացքի սկզբնական փուլում բավականաչափ օպերատիվ գնահատել էկոհամակարգերի վիճակը և մշակել միջոցառումներ անապատացման կանխարգելման համար: