

Jaina

en línea

... en este número

• **Challenges Arising for Ocean Governance in the Gulf of Mexico**

• **How Biodiversity Loss Affects the Health of Ecosystems**

• **Pruebas Toxicológicas in situ con Peces, una Alternativa Efectiva para el Monitoreo de la Calidad del Agua en Zonas Costeras**

• **Silicato Disuelto en Agua: Posible Indicador de Uso del Suelo?**

• **Modelos de Transporte de Plaguicidas en Cuencas Hidrológicas Costeras Acoplados a Sistemas de Información Geográfica**



CENTRO
EPOMEX
CENTRO DE ECOLOGÍA, PESQUERÍAS Y
OCEANOGRAFÍA DEL GOLFO DE MÉXICO

Contenido

Challenges Arising for Ocean Governance in the Gulf of Mexico	1
<i>Evelia Rivera-Arriaga</i>	
How Biodiversity Loss Affects the Health of Ecosystems	3
<i>Shahid Neem</i>	
Pruebas Toxicológicas <i>in situ</i> con Peces, una Alternativa Efectiva para el Monitoreo de la Calidad del Agua en Zonas Costeras	8
<i>Jaime Rendón von Osten y Jorge A. Benítez Torres</i>	
Silicato Disuelto en Agua: Posible Indicador de Uso del Suelo?	11
<i>Jaime Rendón von Osten, Rodolfo Dzul Martínez, Martín Memije y Gerardo Palacio</i>	
Modelos de Transporte de Plaguicidas en Cuencas Hidrológicas Costeras Acoplados a Sistemas de Información Geográfica	15
<i>Jorge A. Benítez y Jaime Rendón von Osten</i>	
<i>Ex libris</i>	18

Challenges Arising for Ocean Governance in the Gulf of Mexico

Evelia Rivera-Arriaga

Centro EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche

Good governance is the result of good institutional framework; and institutional framework has to be built on existing institutions at the local, national, regional and global levels. At the same time, this framework also requires education training, and increased public awareness about the regional and international frameworks and how to use them. Civil society, the private sector, and the academia, including NGOs, will be important players in these efforts. The guidelines for building an institutional framework for the oceans are given by the Law of the Sea Convention, by the Report of the World Commission on Environment and Development *Our Common Future* (1987), by *Agenda 21* (1992) and, by the whole output of the UNCED and WSSD processes, from which there have been a convergent evolution of both the concepts of security and sustainable development that requires an examination of their institutional implications.

There are several important institutional frameworks that contribute to ocean governance, such as regional intergovernmental workshops, non-governmental organizations that promote seminars, discussions, reviews and assessments.

At the global level, the outputs of Pacern in Maribus, as well as the establishment of the “Informal Consultative Process on Oceans and the Law of the Sea” (UNICPOLOS) is a very good example of institutional framework for governance since its aim is to enhance the capability of the U.N. General Assembly to formulate an integrated oceans policy, harmonize and streamline the activities of the Specialized Agencies, deal with inter-regional issues, and solve problems arising from overlaps and interactions between different Convention regimes, such as the Law of the Sea, Biodiversity and Jakarta Mandate, Climate Change, Agenda 21, among other agreements.

According to Agenda 21, an institutional framework must be:

- **Comprehensive:** that it must reach from the local level of the coastal community through the levels of provincial and national governance to regional and global levels of international organization.
- **Consistent:** that regulation and decision-making processes and mechanisms at all levels of governance must be compatible.
- **Trans-sectoral and multi-disciplinary:** that activities in ocean space cannot be considered separately, sector by sector, intertwined in their linkages and interactions. At the same time, it is important to consider that boundaries are becoming transparent, between levels of governance as well as between sectors and disciplines.

• **Participational:** that regulation must not be imposed by central or federal governments, then to be ignored or flouted by local communities whose livelihood depends on the ocean, but that these communities must be involved in the making of regulation and its management.

On the other hand, the Intergovernmental Oceanographic Commission (UNESCO) agrees with those four principles, and add that they will vary from community to community, from country to country, and from region to region depending on existing local infrastructure, level of economic and technological development, resource base, cultural tradition, and so on.

At the regional level for the Gulf of Mexico, it is important to consider the role and scope of initiatives such as the Regional Seas Programme, within the institutional framework for governance already developed for the Wider Caribbean region. Very recently this Programme has triggered a new approach while implementing the Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Landbased Activities. This emerging institutional framework grants a wider range of opportunities for the implementation of regional and international conventions and agreements, which ultimately enhance interactions through the Gulf of Mexico and Caribbean regions for the integration of sustainable development and regional security.

In a region such as the Gulf of Mexico, where a semi-enclosed sea enhances every ocean and coastal common and shared issue, an effective institutional framework for governance is key for achieving sustainable development. Therefore, there is a clear need to promote the responsiveness of current institutional arrangements for the full implementation of Agenda 21, taking into consideration all relevant principles, including in particular, the principle of common but differentiated responsibilities of States.

At the national level, governance faces cross-cutting issues among sectors, agencies, policies and interests. Nevertheless, soft and hard legal framework should provide basis for regulation and standard-setting through different strategies such as co-management, as well as enforcement, whether national or regional.

One of the major challenges for governance at local level is to achieve horizontal and vertical integration, involving all stakeholders, and generating fora for joint decision-making between local communities and national

governments. Issues related to resource management and integrated coastal management can be dealt most efficiently at the local level.

In order to strengthen the governance process for sustainable development at all levels, this process should be taken within the framework of Agenda 21, the Millennium Development Goals, the WEHAB Agenda, and the WSSD Plan of Implementation. At the same time it is important to ensure coherence and policy integration in the economic, social and environmental fields; while strengthening regional, national, and local capacities and commitments to sustainable development; as well as promoting transparency and effective involvement and accountability of all relevant parts of government and civil society in the implementation of global environmental goals and in the decision-making process.

At the same time, it is important to develop mechanisms for coordination, implementation and assessment of those global goals, as well as reinforcing inter-linkages among these mechanisms.

Finally, it would be important that the Gulf of Mexico region pursue to achieve international collaboration to achieve at both regional and national levels seeking the following goals: (a) re-commit to the global environmental goals for sustainable development; (b) urge the international financial organizations to ensure that their macroeconomic policies and structural reforms take full account of the specific needs of the Caribbean; (c) take concrete steps towards ensuring that decision making processes of international finance and trade institutions are open, transparent, equitable, rule based, predictable, and non-discriminatory; (d) promote a better understanding through policy dialogue for trade/finance and socioeconomic and environmental conflict resolutions; (e) strengthen collaboration between the UN system, GEF, and international financial aid institutions for the Caribbean region, increasing the level of resources of the funds conveyed to the Caribbean, along with enhanced delivery mechanisms to make those resources available to Caribbean countries in an expeditious way; and (f) engage actively and constructively in ensuring the timely completion of the WSSD targets.

How Biodiversity Loss Affects the Health of Ecosystems

Shahid Neem

Science and Development Network

<http://www.scidev.net/dossiers/index.cfm?fuseaction=policybrief&dossier=11&policy=48>

INTRODUCTION

Do ecosystems require a rich diversity of species in order to remain healthy? The question is important for policymakers, as a positive answer would mean that the conservation of biodiversity, and in particular the protection of a high number of different species, should be a high priority for all those concerned with maintaining healthy ecosystems.

The UN Convention on Biological Diversity declares that biodiversity - the biological and ecological diversity of plants, animals, and microbes - is important "for maintaining life-sustaining systems". This statement is based on the observation that areas of land that are rich in clean water, fertile soils and productive forests are also rich in species. It follows that their degraded counterparts - polluted, infertile and unproductive areas of land - generally have a relatively low number of species. In other words, that biodiversity must be an integral component of life-sustaining systems.

But does biodiversity itself lead to clean water, fertile soils and productive forests? Or does it simply flourish under such conditions? To put it another way, is the loss of biodiversity simply a symptom of unhealthy ecosystems? Or is it this loss that causes ecosystems to be unhealthy?

Since the Convention was signed in 1992, ecologists and environmental researchers have become deeply divided over the issue. A consensus, however, has gradually emerged: researchers now agree that a well-functioning ecosystem capable of sustaining life does indeed require a high level of biodiversity.

Precisely what those levels are, however, or just how much biodiversity is needed to ensure that ecosystems are healthy and life-sustaining, is still the subject of considerable debate in the ecological community. Its outcome has important implications for the policymakers who are seeking to devise and justify policies aimed at preserving the complex web of ecosystems that support life on earth.

WHY ARE ECOSYSTEMS IMPORTANT?

The word 'ecosystem' is a contraction of 'ecological system', and refers to the way that nature can be viewed as a system or, according to the Merriam-Webster Dictionary, a "regularly interacting or interdependent group of items forming a unified whole". A forest is an example of an ecosystem, as is a river delta.

A wide range of the benefits of nature are attributable to the workings of ecosystems. They include soil fertility, soil retention, water quality, food production, the degradation of pollutants, flood regulation, pollination and the regulation of insect pest populations by natural predators such as spiders and wasps.

Some ecological economists have even tried to put a financial value on such 'economic services'. Robert Costanza and colleagues at the Institute for Ecological Economics at the University of Maryland, United States, for example, have placed the global figure at between US\$17 trillion and US\$54 trillion (at 1994 rates), suggesting that the value is the same order of magnitude as the world's economic output.

But we hardly need economists to tell us that the healthy functioning of the global ecosystem, and the individual ecosystems that make it up, are essential for the well-being of humanity. And that makes it all the more important to understand the role that biodiversity plays in the way ecosystems operate.

RESEARCH INTO BIODIVERSITY AND ECOSYSTEMS: WHAT WE HAVE LEARNED

There are between 10 million and 100 million species on the Earth. Most ecosystems contain hundreds to thousands of species. For any one ecosystem, these species can be divided into one of three so-called 'functional groups', based on whether they produce, consume or decompose organic matter, the source of energy for living organisms.

Every working ecosystem needs at least one species from each of these functional groups if it is to process energy effectively. But is it sufficient for an ecosystem to have just one species from each group (for example, a plant, a herbivore and a decomposer, such as a bacterium)? Or does a healthy, functioning ecosystem require all of the hundreds to thousands of species that we typically find? This question is similar to asking whether a computer needs all the parts that we see when we take off its cover. One basic approach, which can apply either to ecosystems or computers, is to divide each into its many component parts and then put them all together again in various configurations in order to see what happens. Such a process has a number of functions. It helps us to understand how the parts relate to one another, to identify how they each help the overall

system to work, and to establish which components are more important.

Several laboratory and field-based biodiversity experiments have used this approach. Much of this research has focused on the behaviour of systems made up of plants, which are easiest to manipulate. But there are an increasing number of studies of systems that include animals, microbes and even combinations of all three types of organism.

THREE ECOSYSTEM MODELS

One of the goals of such research is to compare the relative claims of three different models that explain the relationship between species and ecosystems. The first of these is the 'redundancy model', which postulates that the actual number of individual species is less important to a working ecosystem than the presence of all functional groups.

Such an approach predicts that if a functional group loses a species, other species within that group will increase in number to take its place. For example, if the number of wildebeest decreases, other members of the herbivore functional group will increase in number. This hypothesis therefore suggests that species-poor versions of ecosystems should work just as well as their species-rich counterparts, provided that an appropriate combination of functional groups always exists. The second model, known as the 'idiosyncratic model', maintains that although the number of species does affect how an ecosystem works, the way in which this happens is unpredictable. This model is based on the idea that if you remove species from a complex ecosystem, it is impossible to predict what will happen; the system may work better, get worse, or show no change at all.

It is already known, for example, that in certain ecosystems, there are species - known as 'keystone' species - whose loss dramatically alters the ecosystem's properties. Other ecosystems, however, are known to have lost species without showing any change. Finally, the 'complementarity model' says that the number of species does play an important role in the way an ecosystem works, as different species contribute to ecosystems in complementary ways. Plants with shallow and deep roots, for example, produce more biomass when they grow together than either plant can produce alone. Complementary species are therefore more effective in using resources, which implies that ecosystems work better when such species are present.

THE FIRST EXPERIMENT ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEMS

The first experiment designed to examine these three models was carried out at Imperial College London, in the early 1990s. Sixteen terrestrial ecosystems were housed in identical chambers, each occupying an area of one square metre. Each chamber had exactly the same amount of soil, water, light and rainfall. The only variable was the level of biodiversity, with chambers containing varying numbers of plant and animal (earthworms, insects, molluscs and other invertebrates) species. The researchers also separately planted a number of random combinations of the plants that were used in the main experiment.

This trial was the first to demonstrate that even if all environmental factors are held as constant as possible, simply changing biodiversity is sufficient to significantly alter ecosystem functioning. For the researchers found that varying the quantity and mix of species did indeed affect key ecosystem functions, including carbon dioxide flux, plant production, and soil nutrient and water retention.

Furthermore, although not all ecosystem functions showed the same kind of response, the data collected on carbon dioxide flux and plant production best fitted the complementarity model - namely, that a loss of species led to reductions in ecosystem processes due to fewer synergies between the different species.

AN EMERGING CONSENSUS - AND POINTS OF DISAGREEMENT

Since those first experiments were published, dozens of experimental and theoretical studies have been performed around the world. Perhaps the most significant have been the grassland biodiversity experiments carried out by David Tilman and colleagues at the University of Minnesota, as well as the BIODEPTH grassland experiments in Europe led by Andy Hector (formerly of Imperial College London) and colleagues. These have confirmed that the positive effects of biodiversity observed initially under small-scale conditions are also seen when using a much larger variety of species, and conducted over much larger scales.

Additional studies have examined how ecosystems are affected by diversity in aquatic insects, microbes, zooplankton, wetland plant species and soil fauna, for example. These improved upon the original experimental

design, using more combinations and types of species, working outdoors under more natural conditions, using larger plots, conducting experiments for longer periods, and using an increasingly complex and sophisticated array of analytical methods.

Their findings have been mixed. Some have shown that changes in biodiversity could significantly affect the workings of ecosystems. Others have shown no significant response. As a result, drawing overall conclusions from the results has not been easy. Nevertheless, a consensus is beginning to emerge along the following lines of argument:

- First, that history, geography and local climate are the primary factors governing how an ecosystem performs; biodiversity plays an important - but secondary - role.
- Secondly, that changes in biodiversity - such as the loss of dominant or 'keystone' species, the loss or addition of complementary species, or the addition of invasive species - can affect how an ecosystem works, and that while some of these impacts can be predicted, others cannot.
- Finally, that disruption to an ecosystem can often be reduced by maintaining biodiversity as closely as possible to its historical levels.

This consensus contains elements of each of the three original models - namely redundancy, idiosyncrasy and complementarity.

MOVING BEYOND NUMBERS

If biodiversity matters to the environment, as the experience described above appears to confirm, what are the implications for policy, management and conservation?

Researchers and policymakers who deal with biodiversity issues are primarily concerned with cataloguing, and subsequently conserving, individual species. These are often found in what are called biodiversity hotspots and other areas where species diversity is high. Our new understanding of biodiversity and ecosystems, however, suggests that we need to shift the emphasis away from simply cataloguing species richness to understanding what is called 'functional diversity'.

Merely cataloguing species is a gross, but relatively uninformative, measure of biodiversity, in the same way that body temperature is a gross measure of an individual's health, but doesn't tell us much about what is wrong when the temperature is too high. Such measures are important indicators, and can certainly serve as warnings when something is amiss. But they cannot be used by themselves to prescribe solutions. Just as doctors do not prescribe medicines solely on the basis of an anomalous body temperature, meaningful environmental policy measures cannot be based solely on dramatic declines in species richness.

This is where 'functional diversity' comes in. Functional diversity is a measure of how an individual species contributes to the workings of an ecosystem - for example, whether it enhances soil fertility by facilitating the fixation of nitrogen, whether it can tolerate drought or reduce soil erosion, or whether it is combustible and therefore more likely to increase the probability of fires. Functional diversity provides a better insight into the relationship between biodiversity and environmental processes than just the number of species in a given area.

Research in measuring functional diversity is still in its early stages. As a first step, scientists assume that the number of species in an ecosystem correlates with the overall functional diversity of that system. Current evidence supports this assumption the more species you find in an area, the greater the functional diversity is likely to be. Conversely, if biodiversity declines dramatically, then functional diversity will almost certainly decline as well.

This suggests there will always be an important role for cataloguing species richness, which serves at least two purposes. First, it tells us when stop-gap measures need to be taken, as a dramatic decline in species richness suggests the need for strong species preservation, or for sustainable-use policies. Secondly, species richness can serve as a proxy measure of functional diversity when functional diversity itself cannot be measured. In a typical rainforest, for example, there might be 300 species of trees per hectare and 3,400 species of beetles. And in a single gram of soil there could be around 4,000 strains of microbes. In practical terms, it is unlikely that scientists will be able to assess the contribution of each species to the overall functional diversity of the ecosystem, but just counting the number of species will give an approximate guide.

Nevertheless, focusing on the functional diversity of an ecosystem, and the contribution of each individual species, provides an important new approach

to understanding the critical issue of the relationship between biodiversity and ecosystem health.

THE CHALLENGE TO POLICYMAKERS

The consequences of biodiversity decline - whether occurring locally, regionally or globally - are complex, and our understanding of the reasons for such decline, where it is observed, is still in its early stages.

Governments, non-governmental organisations and academic institutions are currently investing a large amount of money and human resources in efforts to catalogue biodiversity. Strengthening taxonomy is certainly a critical step forward, similar to the way in which sequencing the human genome is the first step towards fully understanding the genetic basis of disease.

But just as remedies for some diseases will come from understanding both the role of individual genes and the interactions among them, remedies for some environmental problems will require an understanding of both the functionality of individual species and of their interactions. In other words, understanding the relationship between biodiversity and ecosystems requires an understanding of the characteristic of species, their function within an ecosystem, and how they interact.

It is likely to be several decades before scientists can confidently say they have a good grasp of all these issues. But we already know enough to be able to predict that biodiversity-poor landscapes will recover more slowly from floods, droughts or fire; and that they will be less able than biodiversity-rich ones to resist invading species or the spread of emerging diseases.

We also know, on the basis of both observation and scientific research, that what are called ecosystem services - such as pollination, the production of clean water, and productive fisheries and forests - become less effective as biodiversity decreases. The challenge to policymakers is to design effective measures to prevent this from happening.

References

- Baskin, Y., 1997. *The Work of Nature: How the Diversity of Life Sustains Us*. Island Press.
- Chapin III, F. S. *et al.*, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234- 242.
- Diaz, S., and M. Cabido, 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655.
- Ecological Society of America, 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes.
- Hector, A. *et al.*, 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286:1123-1127.
- Hughes, J. B., and O. L. Petchey, 2001. Merging perspectives on biodiversity and ecosystem functioning. *Trends in Ecology and Evolution* 16:222-223.
- Lavorel, S., and E. Garnier, 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545-556.
- Loreau, M. *et al.*, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:806-808.
- Mooney, H. A. *et al.*, 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. *In: V. H. Heywood (ed.) Global Biodiversity Assessment* pp 275-325. Cambridge University Press.
- Naeem, S. *et al.*, 1998. Transcending boundaries in biodiversity research. *Trends in Ecology and Evolution* 13:134-135.
- Naeem, S., *et al.*, 2002. Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. *In: M. Loreau et al. (eds) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and perspectives* pp 3-11. Oxford University Press.
- Naeem, S., and J. P. Wright, 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6:567-579.
- Royal Society, 2003. *Measuring biodiversity for conservation*.
- Schmid, B., 2002. The species richness-productivity controversy. *Trends in Ecology and Evolution* 17:113-114.
- Schulze, E. D., and H. A. Mooney (eds.), 1993. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer Verlag.

Pruebas Toxicológicas *in situ* con Peces, una Alternativa Efectiva para el Monitoreo de la Calidad del Agua en Zonas Costeras

Jaime Rendón von Osten y Jorge A. Benítez Torres
Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

El monitoreo ambiental de la calidad del agua es necesaria para poder establecer las condiciones prevalecientes y sus posibles usos y, en caso de que la calidad no sea la adecuada, tomar medidas necesarias antes de que el efecto adverso sea irreversible. Sin embargo, el análisis químico de contaminantes consume mucho tiempo, es costoso y, generalmente, requiere de laboratorios especializados. Debido a lo anterior, el uso de pruebas toxicológicas *in situ* se ha incrementado en los últimos años como una herramienta complementaria y efectiva en el monitoreo de la calidad del agua. Los principales organismos empleados con este fin han sido cladóceros, anfípodos y algunos peces, asimismo, dependiendo de los contaminantes que se encuentren presentes, los indicadores o endpoints pueden variar desde una respuesta bioquímica hasta un efecto en la población y comunidad.

MONITOREO DEL AGUA Y CRITERIO DE CUENCA

El agua es un recurso vital que necesita ser monitoreado de manera continua ya que existen diferentes fuentes potenciales de contaminación del agua, siendo las fuentes no-puntuales o difusas, tales como la agricultura, las que mayor dificultad presentan en su evaluación. La calidad del agua esta muy relacionada con el uso del suelo, por lo que estimar el impacto de los contaminantes y su distribución ambiental a través del criterio de cuenca es una de las mejores aproximaciones para el diseño de un sistema de monitoreo ya que las cuencas presentan 1) características geomorfológicas coherentes con el ciclo hidrológico, 2) drenan hacia un punto en común y 3) tienen organización jerárquica que permite ajustar el área de interés a las características del estudio, del contaminante y de los recursos económicos.

Cuando se han determinado contaminantes en los cuerpos de agua, generalmente no se sabe cual es y/o será el efecto a mediano y largo plazo sobre los organismos y, principalmente, sobre los de importancia socioeconómica. Para llevar a cabo una evaluación de los efectos de los contaminantes en las costas mexicanas es necesario diseñar, establecer y operar un sistema de monitoreo ecológico de acuerdo a las características ambientales del sistema, lo cual implica detectar cambios en la composición y estructura de las comunidades.

Los análisis de rutina de variables ambientales tales como pH, oxígeno disuelto y nutrientes, entre otros, tienen en ocasiones un costo aceptable para los presupuestos institucionales. Sin embargo, el costo de los análisis de contaminantes químicos persistentes, tales como metales pesados, hidrocarburos, plaguicidas y policlorobifenilos, pueden ser de hasta cuatro o cinco veces más alto que todas las determinaciones básicas en conjunto.

Existen muy pocos sitios en los cuales se lleve a cabo un monitoreo de contaminantes químicos persistentes en agua debido principalmente: 1) a la falta de recursos económicos para establecer laboratorios, ya que por lo general el equipo analítico es costoso, además es necesario contar con un presupuesto para operación y mantenimiento, lo cual incrementa los costos, y 2) a la carencia de recursos humanos especializados en el análisis de este tipo de contaminantes.

Es importante recalcar que para poder establecer una correlación causa-efecto (contaminante-estado de salud) de una manera integrada, el biomonitoreo implicaría tanto los análisis químicos de variables ambientales específicas para cada actividad humana adyacente al sitio de estudio, así como evaluar los mejores indicadores de efecto que se pudieran presentar en los organismos.

PRUEBAS TOXICOLÓGICAS *IN SITU*

Muchos contaminantes tienen efectos tóxicos importantes que, por lo general, no se evalúan y es por eso que las pruebas toxicológicas *in situ* con organismos deben ser incorporadas dentro de los sistemas de biomonitoreo. Con este tipo de pruebas se puede establecer una relación causa-efecto en situaciones reales y bajo las condiciones ambientales que prevalecen en el sitio de estudio, tales como variaciones diurnas de temperatura, oxígeno disuelto, turbidez, corriente del agua y, principalmente, evaluar impactos acumulativos y el efecto de varios contaminantes (sinergismo). Las pruebas *in situ* pueden detectar efectos sutiles en los organismos tales como variaciones en crecimiento, reproducción, hábitos alimenticios, entre otros. También estos cambios pueden detectarse de manera temprana ayudando a predecir el posible efecto adverso que pudieran tener los contaminantes sobre las pesquerías y otras actividades productivas. Debido a que el agua es muy dinámica puede ser que los contaminantes no sean detectados químicamente cuando estos se encuentren presentes y, por lo tanto, pasar desapercibida la presencia de sustancias potencialmente tóxicas. Las principales ventajas de las pruebas toxicológicas *in situ* es que integran información durante un periodo de tiempo relativamente largo, son económicas y no requieren de equipo especializado para su implementación (Fig.1)

PECES EN PRUEBAS TOXICOLÓGICAS

Los estudios toxicológicos *in situ* han sido desarrollados por varios autores con diferentes especies (Pereira *et al.*, 1999; Crane *et al.*, 2000; Greenberg *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2003; Maycock *et al.*, 2003), sin embargo, existen pocos estudios en los cuales se usen peces como organismos de prueba (Norrgrén y Degerman, 1993; Meletti y Rocha, 2002). Una de las principales razones se debe al tamaño de algunos de estos organismos, ya que los peces grandes son inadecuados para su manipulación. El tamaño de los peces es importante ya que la manipulación de ellos incluye su crianza, mantenimiento, transporte, colocación en cámaras de exposición, inspección y análisis de indicadores en organismos muertos y sobrevivientes a la prueba.

Con respecto a peces mexicanos, la gambusia (*Gambusia yucatanana*) ha sido utilizada en cámaras de exposición *in situ* con fines de biomonitoreo y de determinación de algunos biomarcadores enzimáticos con buenos resultados en ecosistemas tropicales (Rendón *et al.*, 2003). Las ventajas que presentan las gambusias es que se encuentran ampliamente distribuidas regionalmente (Península de Yucatán) en pequeños arroyos, son resistentes y además son fáciles de criar y mantener.

Existen varios indicadores que pueden ser evaluados *in situ* en peces mediante cámaras de exposición, entre los



Figura 1. Implementación de cámaras de exposición para peces pequeños en el Río Palizada

que destacan mortalidad, crecimiento, comportamiento y hábitos alimenticios. Los principales efectos fisiológicos que se pueden evaluar son respiración, tasas de alimentación, índice de condición del cuerpo y crecimiento. Los efectos bioquímicos determinados con mayor frecuencia son la actividad de varias enzimas, entre las que destacan la acetilcolinesterasa, glutathion S-transferasa, oxidasas de función múltiple, así como también la determinación de metalotioneínas, estabilidad lisosomal, esteroides y química sanguínea. Los efectos morfológicos y patológicos que más se determinan en los peces son la deformación de branquias, estructura del hígado, ciclo gametogénico, úlceras, erosión de la aleta, neoplasias y tumores. Los efectos ecológicos que se pueden evaluar en los peces son biomasa de la comunidad, abundancia, diversidad, alteraciones en la distribución, tasa de crecimiento, reproducción y estructura de la población.

CRITERIOS BIOLÓGICOS Y RED DE MUESTREO

Uno de los principales objetivos de las evaluaciones toxicológicas *in situ* es el de incluir los resultados generados a una base de datos que esté vinculada a los estándares de calidad ambiental (ECA) correspondientes. Debido a lo anterior, es necesario establecer criterios biológicos (biocriterios), tales como valores numéricos o expresiones que describan las condiciones biológicas de comunidades acuáticas para un uso en particular. Así, con base a los resultados de las exposiciones *in situ* se puede identificar los siguientes parámetros como: la concentración más alta que no produce efectos sobre el crecimiento, reproducción, sobrevivencia del pez de prueba, éxito de la eclosión y crecimiento de la progenie así como la concentración más baja que pudiera afectar cualquiera de las variables fisiológicas anteriores. La interpretación de posibles cambios morfológicos, bioquímicos y/o fisiológicos en los peces puede ser considerado como una señal temprana de peligro y, por lo tanto, el usuario deberá decidir que acción tomar en el sitio en el cual se haya presentado el cambio antes mencionado.

Para que el usuario tenga acceso a la información de una manera adecuada, se debe tener una red de estaciones de monitoreo que cubra el área de interés, cada estación debe ser ubicada de acuerdo a los requerimientos de información y accesibilidad para la verificación de las cámaras de exposición. De manera simultánea a la verificación de las cámaras de exposición se deben determinar los parámetros básicos de calidad del agua. En el momento en que los organismos se vean

afectados en cualquiera de sus indicadores y que el agua no presente alteración en su calidad básica, entonces el usuario decidirá si realiza estudios químicos del agua más completos que estén vinculados a los signos que los peces expuestos manifiesten.

Bajo un análisis costo beneficio, las pruebas toxicológicas *in situ* son efectivas para programas de monitoreo a largo plazo y permiten conocer y diferenciar los efectos que pudieran presentarse debido a las fluctuaciones naturales de las ocasionadas por los contaminantes. Sin embargo, muchas veces este tipo de estudios no se lleva a cabo argumentando carencia de recursos económicos. En este sentido es importante hacer notar el alto costo ambiental y, principalmente, de salud humana que ocasiona la falta de estos programas.

LITERATURA CITADA

Castro BB, L. Guilhermino, R. Ribeiro, 2003. *In situ* bioassay chambers and procedures for assessment of sediment toxicity with *Chironomus riparius*. *Environmental Pollution* 125:325-335.

Crane M., M. Higman, T. Olsen, P. Simpson, A. Callaghan, T. Fisher, R. Kheir, 2000. An *in situ* system for exposing aquatic invertebrates to contaminated sediments. *Environ Toxicol Chem* 19(11): 2715-2719.

Greenberg MS; GA Burton Jr., CD Rowland, 2002. Optimizing interpretation of *in situ* effects of riverine pollutants: impact of upwelling and downwelling. *Environ Toxicol Chem* 21(2):289-297.

Maycock DS, MM Prenner, R. Kheir, S. Morris, A. Callaghan, P. Whitehouse, D. Morrill, M. Crane, 2003. Incorporation of *in situ* and biomarker assays in higher-tier assessment of the aquatic toxicity of insecticides. *Water Research* 37(17): 4180-4190.

Meletti PC, and O. Rocha, 2002. Development of a chamber for *in situ* toxicity tests with small fishes. *Braz J Biol* 62(1):187-90

Norrgrén L, and E. Degerman, 1993. Effects of different water qualities on the early development of Atlantic salmon and brown trout exposed *in situ*. *Ambio* 22:213-218.

Pereira AM, AMMV Soares, F. Goncalves, R. Ribeiro, 1999. Test chamber and test procedure for *in situ* toxicity testing with zooplankton. *Environ Toxicol Chem* 18(9): 1956-1964.

Rendón-von Osten, J., L. Guilhermino, R. Dzul, A. Arana and AMVM Soares. 2001. Test chambers for *in situ* toxicity with mosquito fish *Gambusia yucatanana* in Palizada, Mexico. Biomarkers 2001. Porto, Portugal. Abstract book p: 53.

Silicato Disuelto en Agua: Posible Indicador de Uso del Suelo?

Jaime Rendón von Osten, Rodolfo Dzul Martínez,

Martín Memije y Gerardo Palacio

Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

SIGNIFICADO DE SILICATOS EN AGUA

Los silicatos se encuentran en el agua superficial y subterránea en forma disuelta, suspendida o coloidal. La sílica reactiva -principalmente el ácido silícico pero determinado como sílice disuelto $-(SiO_2)$ o algunas veces como silicato (H_4SiO_4) - se incrementa principalmente por el intemperismo de minerales que contienen sílice. Los minerales de silicato de aluminio son atacados por el ácido carbónico, dando lugar a iones mayores, bicarbonatos y sílice disuelto.

Por otra parte, la sílica puede estar presente en el agua debido a las descargas de industrias en las cuales se emplean compuestos de sílice en sus procesos. Algunas plantas acuáticas, como las diatomeas, usan sílice durante su crecimiento celular y lo liberan durante su descomposición, lo cual da lugar a fluctuaciones estacionales, sin embargo, estas variaciones son más acentuadas en los lagos. Las concentraciones de silicatos en aguas dulces tropicales son considerablemente mayores que en aguas marinas. Los silicatos en agua dulce derivan directamente de la intemperización de los minerales, mientras que en los océanos, este compuesto proviene de la sílica biológicamente reciclada (Furnas, 1992).

Debido a lo anterior, se ha estudiado la posible relación que pudiera existir entre el uso del suelo y la presencia de silicatos disueltos en agua. Así, aunque algunos autores indican que la concentración de silicatos no se incrementa significativamente en relación a la proporción de zonas de cultivo y uso del suelo (Weller *et al.*, 2003; Jordan *et al.*, 1997), en otros trabajos se ha observado un incremento de silicatos disueltos en áreas con desarrollo urbano bajo y con incremento en las zonas de cultivos, principalmente en la provincia de Piedmont de la cuenca de la Bahía de Chesapeake (Zhi-Jun *et al.*, 2000) y en el estuario del Río Patuxent (Jordan *et al.*, 2003).

SILICATOS EN AGUA DEL SISTEMA FLUVIO LAGUNAR DEL RÍO PALIZADA: ESTUDIO DE CUENCA

En el sureste de México se encuentra una de las lagunas más productivas del país, la Laguna de Términos. A la planicie costera de la Laguna de Términos la rodean cinco unidades ambientales (UA) las cuales están ligadas ecológicamente: 1) Pom-Atasta, 2) Palizada-El Este, 3) Chumpán, 4) Candelaria-Mamantel y 5) Sabancuy. De estas unidades, destaca la UA Palizada-El Este por contribuir con el 70% del aporte del volumen de agua dulce que llega a la Laguna de Términos.

Características de la cuenca de estudio: El sistema del Río Palizada (SRP) se ubica entre los 17° 55' 51" y los 18° 31' 00" de latitud Norte y entre los 91° 35' 55" y los 92° 10' 12" de longitud Oeste, y su cuenca cubre aproximadamente 2,450.0 km². Es clasificada en términos conceptuales de ecología de sistemas costeros dentro del tipo "Sistema Fluvio-Lagunar-Deltáico-Estuarino". El hidrosistema del Palizada está constituido por el río del mismo nombre; por la Laguna del Vapor, en la que desembocan los ríos Las Piñas y Marentes; por la Laguna del Este, en la cual drena el Río del Este y por la Laguna de San Francisco, la cual no cuenta con aportes fluviales directos (Fig. 1). En conjunto, las tres lagunas tienen una superficie aproximada de 80 km² y se conectan con la Laguna de Términos a través de dos canales, de los cuales el principal es el denominado Boca Chica. El Río Palizada es el afluente más oriental del delta del Río Usumacinta y tiene un volumen de descarga de 133 a 178 m³/s.

Las características sedimentológicas dentro del hidrosistema Palizada destaca la presencia de limos, limo-arcillas, arcillas-limosas, limo-arenas, arenas-limosas. Los suelos que se presentan en la zona son de dos tipos: a) el Solonchack gléyco más Gleysol éútrico que es fuertemente sódico, de textura gruesa, salado y pantanoso, y b) el Gleysol mólico más Gleysol vértico que es de textura fina y pantanoso, con dos variedades, la suave y la invertida. El primer tipo se le encuentra en el canal de Boca Chica y Punta Cochinitos, mientras que el segundo predomina en la porción Este y Sur-Oeste (Ocaña y Lot, 1996).

El objetivo del estudio fue establecer la variación espacio-temporal de silicatos disueltos (SiD) en agua y establecer su posible relación al uso del suelo y, en particular, a la actividad agrícola. Se determinó SiD en agua en 9 sitios de muestreo los cuales cubrieron todo el sistema fluvio lagunar del Río Palizada (Fig. 1). Los sitios seleccionados abarcaron todos los tipos de uso de suelo aledaños a los

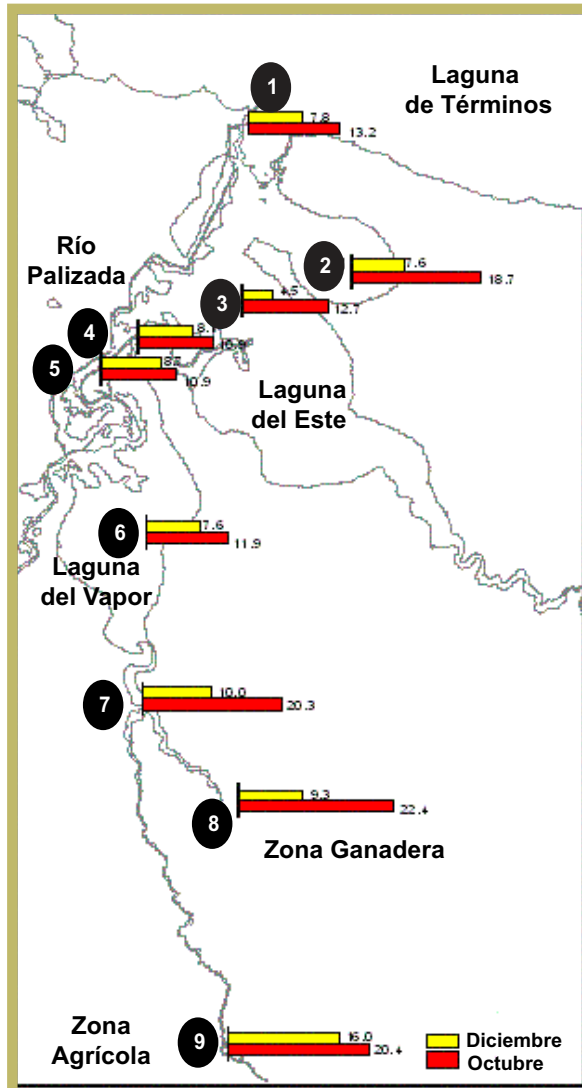


Figura 1. Sitios de muestreo y concentraciones mínimas y máximas de SiD en el sistema fluvio lagunar del Río Palizada.

sitios de muestreo y, en particular, los sitios 8 y 9 (Fig. 1) corresponden respectivamente a áreas con actividades ganaderas y agrícolas, siendo esta última de arroz.

RESULTADOS DEL ESTUDIO

La concentración promedio de silicatos disueltos en agua fue de 8.91 ± 4.15 mg/L (ND = 22.40) durante el periodo de estudio (septiembre 1999 – julio 2001). Se encontraron diferencias significativas entre meses, épocas climáticas y sitios de muestreo.

Los promedios mensuales de silicatos para el SRP

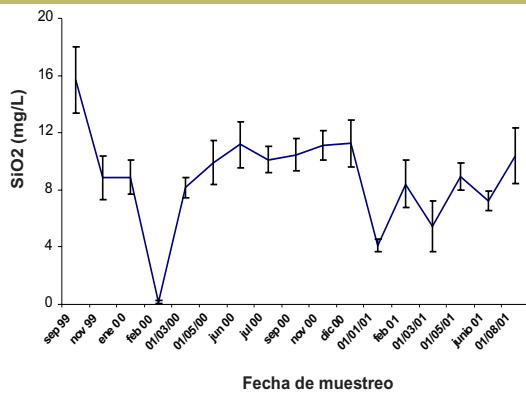


Figura 2. Variación temporal del promedio de silicatos disueltos en agua (mg/L) del sistema del Río Palizada.

presentaron registros con un intervalo de 8.18 a 15.71 mg/L, en marzo 2000 y septiembre de 1999, respectivamente (Fig. 2). Por otro lado, los promedios globales de silicatos para cada uno de los sitios de muestreo se presentan en la figura 3, con un mínimo de 8.07 mg/L y un máximo de 14.15 mg/L, s4 y s9, consecutivamente.

En la figura 2 se presenta la variación temporal de SiD y se observa un ciclo en el cual, durante los meses de enero y febrero hay una disminución en las concentraciones de SiD. Lo anterior se puede deber a que las diatomeas toman los silicatos para la formación de sus estructuras y, generalmente, en ciertas épocas del año se presentan “blooms” o afloramientos de diatomeas en donde se abaten las concentraciones de SiD en agua; aunque posteriormente, cuando la actividad de las diatomeas disminuye, las concentraciones de SiD en agua se recuperan.

Con relación a la distribución espacial de los SiD estos tienen sus concentraciones más altas en los sitios con actividad agrícola (sitio 9) y ganadera (sitio 8), así como en su confluencia, en el sitio 7 (Figs. 1 y 3). Asimismo, las concentraciones de SiD fueron también altas en la Laguna de San Francisco (sitio 2), sin embargo éstas se pueden deber a que este cuerpo de agua es cerrado y presenta características únicas en donde además la salinidad es mas alta que en la conexión con la Laguna de Términos (sitio 1) probablemente debido a la evaporación que se presenta en este sitio. En general, las concentraciones de SiD van disminuyendo conforme la corriente va hacia la desembocadura con la Laguna de Términos, lo cual pudiera indicar que el principal aporte de silicatos al sistema es el sitio con actividad agrícola y, en particular, el cultivo de arroz ya que en este cultivo los suelos están inundados y la disolución de los silicatos presentes en el suelo es, posiblemente, mayor que en otro tipo de

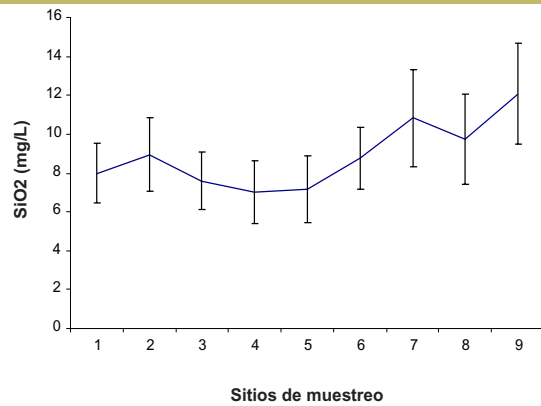


Figura 3. Variación espacial del promedio de silicatos disueltos en agua (mg/L) del sistema del Río Palizada

cultivo. Por otra parte, Aunque los SiD presentaron una correlación positiva baja con la porcentaje de agricultura ($r^2 = 0.305$, $p < 0.05$), esta correlación no se presentó con otras cubiertas, tales como pastizal, selva, manglar y carrizal. Cuando se analizó la relación entre las concentraciones de SiD y épocas climáticas, solo durante la temporada de lluvias se obtuvo la misma correlación ($r^2 = 0.305$, $p < 0.05$) con agricultura y, sin embargo, esta correlación no se presentó durante la época de secas. Lo anterior confirma que la precipitación tiene un papel importante en el lavado de compuestos presentes en el suelo y su arrastre hacia los cuerpos de agua cercanos.

Durante los últimos 20 años la actividad agrícola dentro de la cuenca del sistema del Río Palizada aumentó en un 1000%, por lo que es importante hacer notar que el promedio de SiD en el sistema (8.91 mg/L) se incrementó en mas de 250% con respecto a lo reportado durante el periodo mencionado, el cual fue de 3.34 mg/L.

Se ha reportado que los rangos normales de silicatos en arroyos no contaminados es de 0.6 a 50.0 mg/L y, en ríos, es de 2.4 a 20 mg/L, teniendo como promedio global 10.8 mg/L, valor que corresponde a la concentración natural más común. De acuerdo al rango antes mencionado, el sistema fluvial del Río de Palizada se ubica en el límite superior del rango normal de ríos no contaminados, y se infiere que la concentración de silicatos proviene de los aportes alóctonos, principalmente de suelos expuestos debido a deforestación y a la actividad agropecuaria en la cuenca.

De acuerdo a los resultados se puede decir que los SiD pudieran considerarse como indicadores de uso del suelo, sin embargo, como en todos los indicadores, es necesario incorporar otros indicadores tales como nitrógeno total y fósforo con el fin de tener una visión integral para interpretar los indicadores y el uso del suelo.

LITERATURA CITADA

Correll, DL., TE Jordan, DE Weller, 2000. Dissolved Silicate Dynamics of the Rhode River Watershed and Estuary. *Estuaries* 23(2): 188-198. 2000.

Furnas, M.J., 1992. The behaviour of nutrients in tropical aquatic ecosystems. *In: Connel D.W. and Hawker D.W. (Eds). Pollution in Tropical Aquatic Systems.* CRC Press, Inc. FL, USA.

Jordan, TE., DL Correll, and DE Weller, 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake Bay. *J. Environ. Qual.* 26(3): 836-848.

Jordan, TE., DE Weller, and DL. Correll, 2003. Sources of Nutrient Inputs to the Patuxent River Estuary. *Estuaries*, 26(2A): 226-243.

Liu, Zhi-Jun, DE. Weller, DL Correll, and TE Jordan, 2000. Effects of land cover and geology on stream chemistry in watersheds of Chesapeake Bay. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36(6):1349-1366.

Ocaña D, Lot A., 1996. Estudio de la vegetación acuática vascular del sistema fluvio-lagunar-deltaico del rio Palizada, en Campeche, Mexico. *An Inst Biol UNAM (Bot)* 67(2):303-327.

Weller, DE., TE Jordan, DL Correll, Zhi-Jun Liu, 2003. Effects of Land-use Change on Nutrient Discharges from the Patuxent River Watershed. *Estuaries*, 26(2A):244-266.

Modelos de Transporte de Plaguicidas en Cuencas Hidrológicas Costeras Acoplados a Sistemas de Información Geográfica

Jorge A. Benítez y Jaime Rendón von Osten

Centro EPOMEX-Universidad Autónoma de Campeche

PLAGUICIDAS Y CUENCA HIDROLÓGICA

Conocer el destino y las vías de transporte de los plaguicidas en la zona costero es crítico para evaluar el riesgo ecológico que representan estos compuestos para los diferentes ecosistemas acuáticos. Sin embargo, esta tarea no es sencilla ya que la movilidad de estos contaminantes puede ser muy alta debido a la influencia de varios procesos (v.g, adsorción, volatilización, lixiviación, lavado por escorrentía), los cuales pueden ocurrir de manera aislada ó simultánea. Debido a la íntima relación que tienen algunos de estos procesos con el ciclo hidrológico, la mejor forma de entenderlos es estudiándolos a nivel de cuenca hidrológica. Este acercamiento permite identificar dentro de los límites geográficos de la hidrología superficial (y en gran medida la subterránea), las fuentes puntuales y dispersas de estos compuestos e identificar los puntos de entrada de los mismos a los ecosistemas.

TRANSPORTE Y DESTINO DE LOS PLAGUICIDAS

Contener al plaguicida dentro del área donde se aplica es difícil. Desde que el compuesto es usado, su permanencia en el sitio dependerá de dos factores principales, 1) de las características fisicoquímicas del compuesto y 2) de las condiciones ambientales en donde se aplicó el producto. De estas últimas, son de gran importancia el grado de adsorción del mismo sobre la superficie de aplicación y el potencial de evaporación o de lavado por la lluvia. Así, la evaporación estará condicionada por la temperatura ambiental, mientras que el lavado del compuesto variará en función de las características de la precipitación (intensidad, duración y frecuencia). El destino final del plaguicida evaporado a la atmósfera dependerá principalmente de la dirección e intensidad de los vientos, pudiendo precipitarse nuevamente (en forma seca o húmeda) en áreas inmediatas ó siendo transportado mas allá de los límites de la cuenca. Mientras tanto, el plaguicida lavado por la lluvia seguirá las diferentes rutas hidrológicas e interactuará con la matriz edáfica donde, mediante un proceso reversible de adsorción, dará lugar a una relación lineal entre la concentración del compuesto en el agua intersticial y la del suelo. En este punto, el agua no evaporada se infiltrará, provocando un movimiento vertical del plaguicida con velocidades condicionadas por la textura del suelo. Si la infiltración llega al manto freático, el contaminante se movilizara horizontalmente siguiendo las corrientes subterráneas. Si la precipitación pluvial es mayor a la capacidad de infiltración habrá una saturación de la matriz del suelo y se formaran flujos de escorrentía

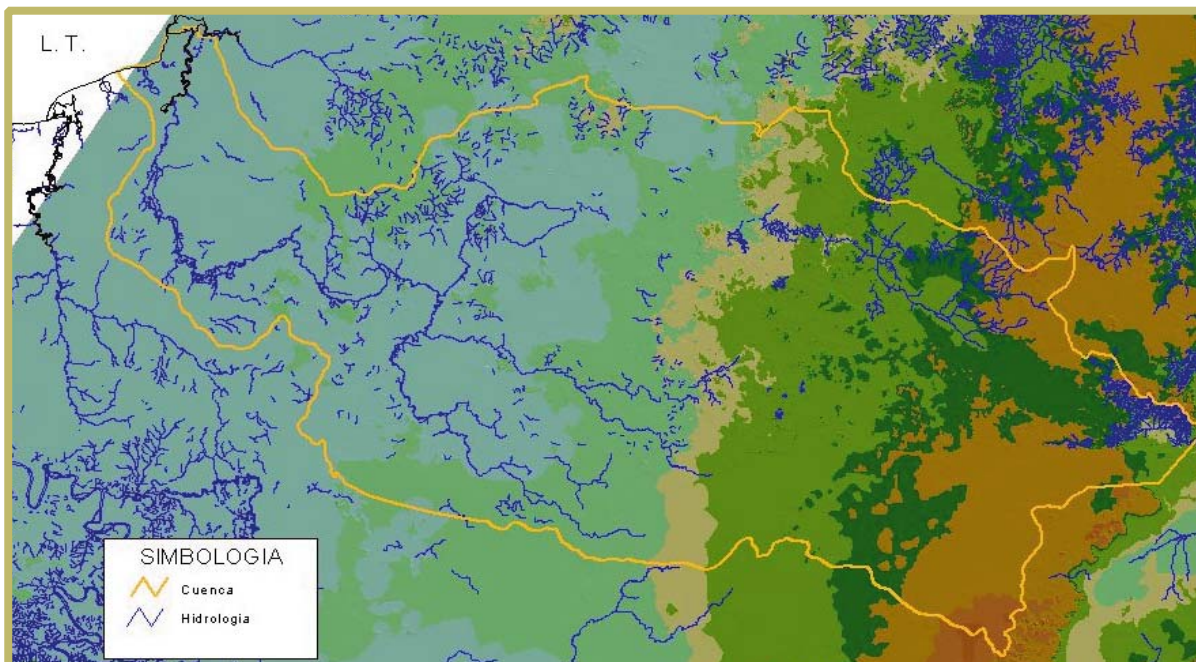
que transportaran el plaguicida sobre la superficie del terreno. Ambos flujos, subterráneo y superficial, tienen el potencial de alcanzar y contaminar a arroyos y cuerpos de agua perenne. De esta forma, cualquier actividad dentro de la cuenca que implique el uso de plaguicidas es potencialmente peligrosa para los organismos que habitan los ríos, estuarios y lagunas costeras.

MODELOS DE TRANSPORTE Y SIG

Los estudios empíricos enfocados a predecir las ruta y el destino de los plaguicidas en cuencas hidrológicas requieren de programas de monitoreo a largo plazo, los cuales son difíciles de realizar y muy costosos. En este sentido, los modelos de simulación computarizados han emergido como herramientas alternas que tienen la ventaja de ser más económicos y rápidos de implementar. Aunque los primeros modelos utilizados eran muy limitados en aspectos espaciales y temporales, en años recientes se ha hecho especial énfasis en el diseño de modelos integrales ligados a Sistemas de Información Geográfica (SIG). Por ejemplo, Wolfe *et al.* (1995) incorporó el modelo ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Response Simulation) a el SIG Arc/Info. De igual forma, Engel (1996) vinculó el modelo AGNPS (Agricultural Nonpoint Source) con el SIG GRASS. Estos sistemas computarizados permiten almacenar, manipular

y producir nueva información geográfica referenciada a una localidad específica sobre la tierra. Los SIG son excelentes para la simulación del transporte y destino de los plaguicidas porque los procesos que modulan el movimiento de éstos en los diferentes compartimentos abióticos de una cuenca (atmósfera, suelo y agua) dependen de variables que tienen un comportamiento espacial (clima, textura del suelo, topografía, etc), es decir varían en el espacio geográfico.

Muchos de los parámetros usados en los modelos de transporte de plaguicidas pueden ser estimados por un SIG. Por ejemplo, a partir de un modelo digital del terreno el SIG puede calcular, entre otros parámetros, el grado de la pendiente y su orientación. A partir de estos datos, el mismo SIG puede estimar la dirección del flujo superficial, las áreas de captación y recarga de la cuenca, así como definir íntegramente la red hidrológica. Todos estos resultados pueden ser concentrados en nuevas tablas dentro del SIG y ser consultados para alimentar los modelos de transporte; esta es la manera más sencilla de vincular los modelos con los SIG. Mejor aún, los parámetros y las variables de entrada del modelo de transporte pueden ser organizados junto con la base de datos del SIG, para que el modelo tome los datos que necesita y archive los resultados en la misma base de datos para su posterior visualizados a través de mapas generados por el SIG.



Modelo digital del terreno de la cuenca hidrológica del Río Candelaria.

Los SIG son la herramienta adecuada para representar la complejidad ambiental de las cuencas hidrológicas, las cuales están normalmente compuestas por diferentes tipos de suelo y cultivos, pendientes del terreno variables y patrones climáticos heterogéneos, lo que complica y diversifica las rutas de escorrentía de un determinado plaguicida. Para reflejar esta distribución espacial, el SIG puede dividir conceptualmente a la cuenca en un número definido de celdas en formato *raster* (columnas y renglones), cada una de ellas con características similares en tipos de cultivo, suelo, condiciones hidrológicas y topográficas. El SIG hace correr el modelo de transporte en cada una de las celdas, determinando las entradas y salidas de una celda a otra. De esta manera, el plaguicida que *escapa* de una celda en el tope de la cuenca es conducida a las celdas mas bajas, siguiendo el flujo hidrológico. Si en la celda adyacente también hay uso del plaguicida, el compuesto *importado* de la celda anterior se suma. Si en la celda adyacente no hay aplicación de plaguicida, el agua y los sedimentos de esta celda tenderán a diluir la concentración del plaguicida hacia las celdas inferiores, y así sucesivamente hasta llegar a las corrientes superficiales y finalmente hacia la salida de la cuenca.

Una de las principales ventajas de los modelos que corren en formato raster es que en cada una de las celdas se puede estimar la concentración de los plaguicidas, lo cual permite identificar áreas con diferentes grados de

riesgo toxicológico dependiendo de la concentración calculada en el modelo. Esta herramienta es muy útil si se tienen poblaciones río abajo y/o actividades productivas como la piscicultura, las cuales estarían en peligro por el uso de productos tóxicos en la cuenca alta.

Debido al carácter espacial que poseen, los modelos de fugacidad basados en SIG no solo pueden predecir la descarga total de plaguicidas, sino indicar que porción de la cuenca es la que más contribuye en la descarga. Es decir, el flujo y la calidad del agua pueden ser estimados para diferentes regiones geográficas de la cuenca. Este acercamiento genera datos espaciales de manera más objetiva y consistente, lo que permite un uso efectivo de los resultados para determinar acciones preventivas, definir políticas y establecer regulaciones.

LITERATURA CITADA

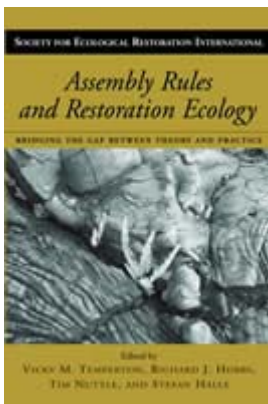
Wolfe, M.L., Batchelor, W.D., Dillaha, S. Mostaghimi, and C.D. Heatwole, 1995. A farm scale water quality planning system for evaluating best management practices. Proc. of the International Symposium on Water Quality Modeling, April 2-5, Orlando FL.

Engel, B., 1996. AGNPS-GRASS Interface. <http://soils.ecu.purdue.edu/~aggrass/models/agnps/index.html>

Ex-Libris

ASSEMBLY RULES AND RESTORATION ECOLOGY

Vicky M. Temperton, Richard J. Hobbs,
Tim Nuttle, and Stefan Halle



Understanding how ecosystems are assembled -- how the species that make up a particular biological community arrive in an area, survive, and interact with other species -- is key to successfully restoring degraded ecosystems. Yet little attention has been paid to the idea of assembly rules in ecological restoration, in both the scientific literature and in on-the-ground restoration efforts.

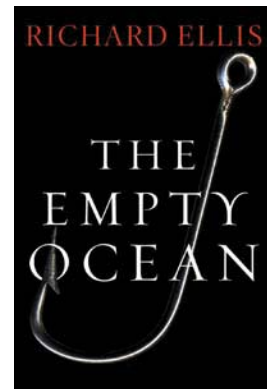
Assembly Rules and Restoration Ecology, edited by Vicky M. Temperton, Richard J. Hobbs, Tim Nuttle, and Stefan Halle, addresses that shortcoming, offering an introduction, overview, and synthesis of the potential role of assembly rules theory in restoration ecology. It brings together information and ideas relating to ecosystem assembly in a restoration context, and includes material from a wide geographic range and a variety of perspectives.

Assembly Rules and Restoration Ecology contributes new knowledge and ideas to the subjects of assembly rules and restoration ecology and represents an important summary of the current status of an emerging field. It combines theoretical and practical aspects of restoration, making it a vital compendium of information and ideas for restoration ecologists, professionals, and practitioners.

THE EMPTY OCEAN

Richard Ellis

“Read this book and be inspired, informed, and entertained, but watch out. The latest, most powerful tribute to the sea by Richard Ellis could forever change the way you think about the ocean, about yourself, and about the future we share with the sea.”
-SYLVIA EARLE, EXPLORER IN RESIDENCE, NATIONAL GEOGRAPHIC SOCIETY



In this important new book, acclaimed author and artist Richard Ellis tells the story of our continued plunder of life in the sea and weighs the chances for its recovery. Through fascinating portraits of a wide array of creatures, he introduces us to the many forms of sea life that humans have fished, hunted, and collected over the centuries, from charismatic whales and dolphins to the lowly menhaden, from sea turtles to cod, tuna, and coral.

Rich in history, anecdote, and surprising fact, the author's descriptions bring to life the natural history of the various species, the threats they face, and the losses they have suffered. Killing has occurred on a truly stunning scale, with extinction all too often the result, leaving a once-teeming ocean greatly depleted. But the author also finds instances of hope and resilience, of species that have begun to make remarkable comebacks when given the opportunity.

Written with passion and grace, and illustrated with Ellis's own drawings, *The Empty Ocean* brings to a wide audience a compelling view of the damage we have caused to life in the sea and what we can do about it.