

Ecotecnología, predicción y ciencia

O por qué los ecólogos tienen las esferas de cristal sucias

JORGE SOBERÓN M.*

Para manejar los efectos de las manipulaciones medioambientales, tenemos que ser capaces de predecirlos.
Orians et al.

En la gran ruleta de los hechos es difícil acertar, y quien juega suele salir desplumado.

A. Machado

...ningún consejero da consejos como el tiempo.
Son de la Tierra Caliente del Balsas

práctico (Orians, 1986; Ghiselin, 1981), pero la desafortunada realidad es que estamos lejos de tener esta capacidad.

INTRODUCCIÓN

La Ecología es una ciencia de la cual se espera (y que también promete) mucho. Algunos de los problemas más graves del mundo contemporáneo, tienen un componente ecológico esencial y por lo tanto, desde hace muchos años, se ha percibido la necesidad de desarrollar lo que se podría llamar una "tecnología de la ecología". Aunque existen ciertas ramas de la actividad productiva en que se presentan elementos de tal tecnología (agronomía, por ejemplo), el hecho real es que no existe ninguna rama de la ecología aplicada en la cual haya un equivalente, no se diga ya de la ingeniería electrónica o mecánica, sino de la medicina. En estas disciplinas, hay una mayor o menor (pero significativa) capacidad predictiva, basada, tanto en reglas empíricas bien establecidas, como en modelos y teorías, que en algunos casos alcanzan un alto grado de generalidad y poder. Existe un marcado contraste entre la capacidad predictiva de otras ramas del saber y la de la ecología. Actualmente, si bien existe una enorme cantidad de datos acumulados por ecólogos, agrónomos, etc. y la teorización en ecología resulta indispensable en la conceptualización, planteamiento de hipótesis y análisis de los datos, las posibilidades predictivas de un ecólogo son muy reducidas. Las predicciones que discutiremos aquí son aquellas que podríamos denominar tecnológicas, que se necesitan cuando se quisieran prever los resultados de realizar (o dejar de realizar) ciertas acciones de interés



* Centro de Ecología, UNAM.

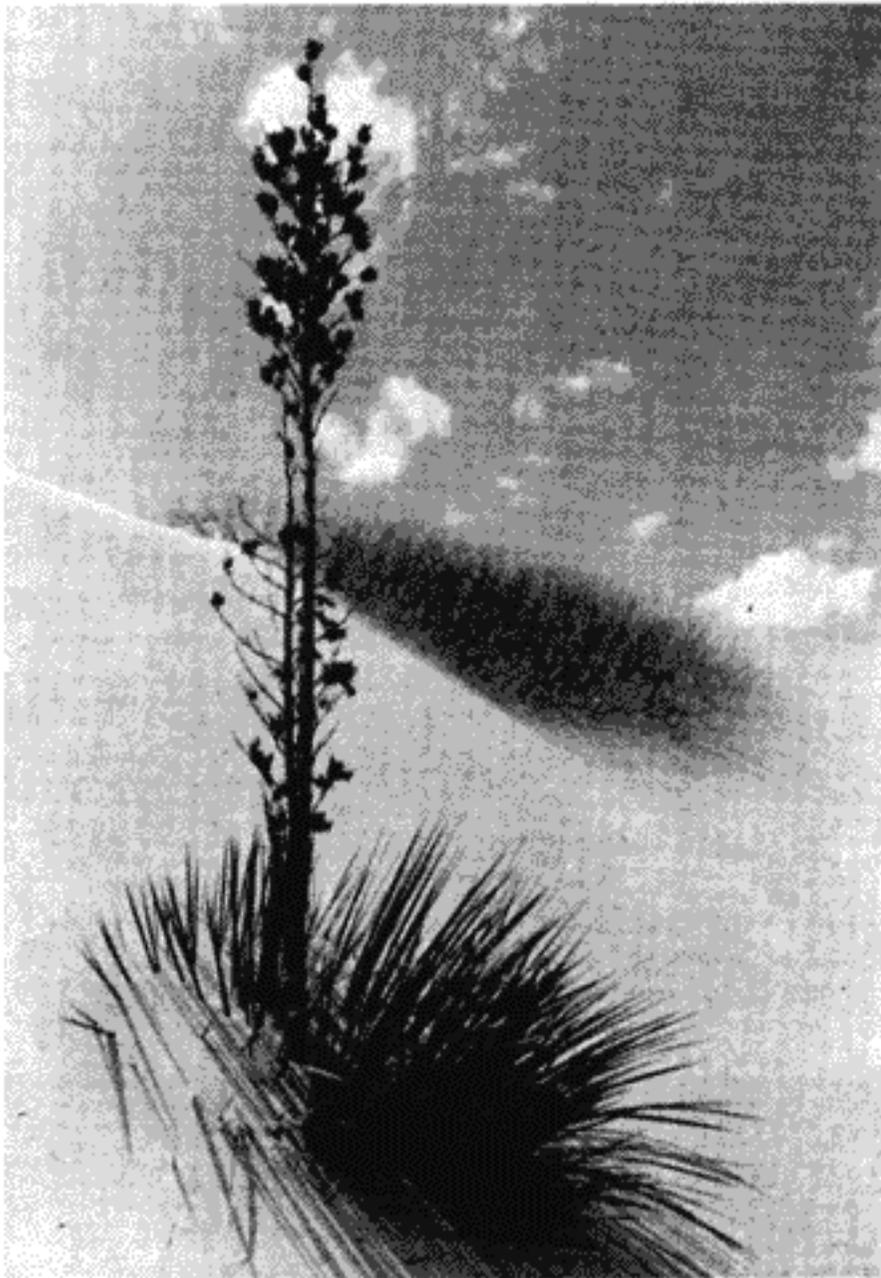


Foto: Lucien Clergue.

En este trabajo intentaré analizar tal situación, para dilucidar un poco el problema y discutir si tal limitación es de principio o es metodológica.

LA "PROBLEMÁTICA ECOLÓGICA"

Por "problemática ecológica" debemos entender aquellas situaciones en las que se pretende manejar (amplificar, suprimir o conservar) un proceso poblacional, sinecológico o ecosistémico en situaciones "naturales"; esto es, distinguir entre aquellas en las que participan muchas variables no controladas (p. ej. muchas especies), de aquellas en las que, si bien el proceso de interés se puede considerar ecológico, la situación no es "natural" porque intervienen pocas variables y una gran simplificación de la parte viva del problema. Ejemplos de las primeras situaciones, que en lo sucesivo llamaré ecológicas, son:

- El aprovechamiento sostenido de poblaciones de especies silvestres
- La conservación y manejo de poblaciones viables de especies silvestres
- La reintroducción a zonas de reserva de especies extintas localmente
- El aprovechamiento sostenido de grupos de muchas especies silvestres (selvas, arrecifes, pesquerías multispecíficas)
- La conservación de comunidades y biomas de interés cultural, científico o económico, incluyendo el manejo de parques y reservas
- La conservación y aprovechamiento sostenido de suelos y aguas

- La recuperación de comunidades destruidas o deterioradas
- La conservación de flujos, balances y procesos biogeoquímicos adecuados o deseables para el ser humano y los seres vivos.

Por otra parte, llamaré problemáticas "ambientales" a las del segundo tipo y que se pueden ejemplificar con:

- El tratamiento de desechos sólidos y líquidos
- El abatimiento de la contaminación del aire en las ciudades
- El mejoramiento de los paisajes urbanos

Obviamente estos son extremos, y los casos menos definidos se pueden ejemplificar de la siguiente manera:

- La explotación y manejo silvícola o agrícola de plantaciones artificiales extensas
- El manejo de plagas agrícolas y vectores
- La restauración o manejo de procesos biogeoquímicos, tales como el ciclo del CO₂, que se afectan por variables naturales y humanas.

En este ensayo trataré, en lo posible, de excluir de la discusión los problemas "ambientales", puesto que la gran simplificación de la componente viviente les confiere un carácter francamente distinto al de los propiamente ecológicos.

¿Qué hace entonces un ecólogo, cuando quiere predecir el futuro? Revisando el desarrollo de la ecología (Kingsland, 1985; McIntosh, 1985), es posible percibir el uso de al menos tres grandes grupos de herramientas, consideradas en algún momento como predictivas: a) Los modelos matemáticos y las teorías "simples"; b) las simulaciones complejas, y c) la experiencia de los ecólogos de campo.

A continuación analizaremos brevemente cada uno de éstos.

MODELOS MATEMÁTICOS Y TEORÍAS SIMPLES

Los modelos matemáticos que utiliza el ecólogo teórico, son esencialmente simples en su formulación. Un elevado porcentaje de la teoría ecológica consiste de variaciones sobre el siguiente modelo o sus contrapartidas discretas:

$$dx/dt = xf(x,t)$$

en donde x representa el vector de densidades de población de las especies interactuantes y f es la tasa de crecimiento por cabeza. Este modelo se ha estudiado exhaustivamente para los casos de una y dos especies, cuando f no depende explícitamente del tiempo, algo menos cuando el sistema no es autónomo, y muy poco para más de tres especies, en donde solamente se entiende el comportamiento para ecuaciones autónomas con f lineal en las densidades de población (May, 1981). El crecimiento de una o dos especies, cuenta con teorías bastante desarrolladas para poblaciones estructuradas por edades, tamaños, estadios, etc. (Caswell, 1989); para las situaciones en que la heterogeneidad ambiental se considera importante (Levins, 1976; Hassell, 1981; Okubo, 1980; Soberón, 1986; etc.); para los casos en que el sistema no es autónomo (May, 1975), etc. La gran gama de modelos que se pueden considerar casos particulares del anterior, y que se estudian con técnicas esencialmente analíticas, constituye el cuerpo principal de los modelos teóricos del ecólogo. La simplicidad de estos modelos radica en que su planteamiento siempre está basado en la suposición de que la mayor parte de las variables y complicaciones no son importantes, cuando sabemos que en un sistema natural sí lo son.



ños) de la población, los retardos y los cambios periódicos en los parámetros, las fluctuaciones estocásticas, los efectos multispecíficos, etc. Y, por supuesto, no hemos mencionado ninguna de las complicaciones económicas y sociales subyacentes al esquema descrito arriba. Aunque muchos de estos factores por separado pueden incluirse en la modelación (Walters, 1986; Getz y Haight, 1989), en una situación real todos son importantes, por lo que intentar un modelo analítico de tales problemas, es virtualmente imposible.

Control biológico de plagas

Los modelos matemáticos asociados al control biológico de plagas y vectores se originan desde principios de siglo, con los trabajos del epidemiólogo Ross, y, posteriormente, con los modelos de la interacción parasitoide-hospedero de Nicholson y Bailey (Hassell, 1978; Kingsland, 1985; Lotka, 1926). El trabajo teórico sobre la interacción parasitoide-hospedero se cuenta entre los más desarrollados de todo el ámbito de la ecología y, sin

duda alguna, su influencia en el quehacer del ecólogo de campo ha sido grande, pese a que muchas de las predicciones, incluso cualitativas, derivadas de la teoría se hayan puesto en duda o demostrado incorrectas (Murdoch *et al.*, 1986).

En gran medida el desarrollo teórico está fundamentado en un modelo básico de dos especies interactuando en un medio estacional, por lo que se utilizan ecuaciones en diferencias finitas para su planteamiento:

$$n(t+1) = F n(t) f[n(t), p(t)]$$

$$p(t+1) = g F n(t) \{1 - f[n(t), p(t)]\},$$

en donde F es la fecundidad *per capita*, f representa la fracción de huevecillos sobrevivientes a los ataques de los parasitoides, y g es una función de la fracción de huevecillos atacados. Sin duda, el modelo captura ciertos elementos esenciales de la interacción entre insectos estacionales y parasitoides asociados, pero ignora otros factores esenciales. Por ejemplo, el tiempo de los organismos exotermos es un tiempo fisiológico, determinado, no tanto por el número de segundos transcurridos, como por la cantidad de unidades de calor acumuladas. Por lo tanto, los valores de todas las tasas que aparezcan en las formas específicas de las funciones, serán funciones de este tiempo fisiológico, dependiente de la temperatura. La interacción de los insectos plagas con la calidad nutricional de sus hospederos, es determinante para el resultado de la interacción con los parasitoides, lo cual introduce al menos otra variable de estado, y posiblemente dos, si además de la calidad, el número de hospederos fluctúa también. Los controles biológicos rara vez actúan solos o atacan a una sola presa, por lo que deben incluirse aún más variables de estado. Es perfectamente factible que en escalas de tiempo ecológico se presenten procesos adaptativos de las plagas y que se alteren las circunstancias de los problemas. Por otra parte, la heterogeneidad espacial, temporal e individual que se manifiesta en cada componente de un sistema de insectos y sus parasitoides, im-

Por supuesto, la utilización, como herramientas teóricas, de modelos supersimplificados, está plenamente justificada, tal y como se puede demostrar por el avance de la ciencia ecológica, en donde los modelos simples han ayudado a formular nuevos conceptos, suscitado hipótesis, estimulado el trabajo cuantitativo, experimental y riguroso, etc. (Hutchinson, 1975; MacIntosh, 1985). Lo que intento analizar aquí es la utilización de estos modelos con fines predictivos, utilización que ha resultado ser, en buena medida, independiente de su relevancia teórica.

Hacia los años setenta (e incluso hasta la fecha), y basándose en modelos matemáticos esencialmente simples, se consideraba muy factible realizar, entre otras cosas, las que explicamos a continuación:

Manejo racional de recursos renovables

La teoría del manejo de recursos renovables que predominaba en la década de los setenta, está basada en la consideración y desarrollo del siguiente modelo (Clark, 1976):

$$dx/dt = f(x) - h(t)$$

en el cual x representa la densidad de población del recurso explotado, $f(x)$ la tasa instantánea de crecimiento poblacional, y $h(t)$ la tasa de explotación en el tiempo t . Las funciones $f(x)$ y $h(t)$ toman distintas formas, dependiendo de las características del sistema biológico y económico en cuestión. Por ejemplo, se puede suponer un crecimiento poblacional de tipo logístico, en cuyo caso $f(x) = ax - bx^2$, o un crecimiento con efectos Allee, y entonces se tiene $f(x) = -ax + bx^2 - cx^3$. De forma similar, la tasa de explotación se puede suponer constante, estacional, etc. Existe todo un cuerpo de teoría matemática (Clark, 1976) en torno al problema de maximizar la ganancia neta R , la cual es una función de x y de h . Sin embargo, pese al indudable valor teórico de estos trabajos, en la práctica los modelos nunca se utilizan para determinar, en situaciones concretas, las acciones a tomar. La razón de esto, es que el modelo básico ignora factores tales como la estructura de edades (o de tama-

plica modelar sistemas en los que se ensamble, de una forma u otra, un gran número de ecuaciones diferentes. Finalmente, la componente estocástica es esencial en la dinámica de poblaciones. Incluso resulta imposible decidir si un sistema está regulado o no, porque de sitio a sitio, o en diferentes tiempos, los parámetros demográficos cambian tanto que no se pueden ajustar funciones para f y g (Strong, 1986).

Conservación de especies o comunidades

Uno de los problemas más graves de la actualidad es la rápida desaparición de las zonas silvestres, con el consecuente aumento en las probabilidades de extinción de muchas especies (Wilson, 1988; Toledo, 1988; Ehrlich y Ehrlich, 1983). La urgente necesidad de contar con métodos para realizar un manejo conservacionista de los recursos ecológicos (variabilidad genética, especies raras, diversidad biológica, etc.), ha llevado a utilizar modelos y teorías originalmente desarrollados en otros contextos. En particular, la teoría de la Biogeografía Insular (MacArthur y Wilson, 1968), se convirtió por un tiempo en el caballo de batalla de los conservacionistas. Esta teoría, o sus derivaciones, se han intentado usar para establecer el tamaño y la forma de las reservas biológicas (Wilson & Willis, 1975; Diamond y May, 1981), para calcular la magnitud y la rapidez de la pérdida de conjuntos grandes de especies como resultado de la fragmentación de los habitats (Wilcox, 1980), así como para estimar las probabilidades de extinción de las especies individuales (Wilcox, 1986). Es importante especificar que la



teoría de la Biogeografía Insular, es una amalgama de ciertas leyes empíricas, más o menos bien establecidas (la relación área-riqueza o las distribuciones de abundancias de especies), de modelos geométricos sumamente simples y argumentos verbales (el balance inmigración-extinción) y de modelos matemáticos de diferentes partes o aspectos de lo anterior.

La teoría sugiere hipótesis interesantes y tiene implicaciones generales relevantes para la conservación o el manejo de reservas (Gilbert, 1980; Williamson, 1981). El problema de su utilización con fines predictivos e inmediatos, en situaciones concretas, es que, tal y como ocurría en los casos anteriores, en cualquier situación específica, la maraña de detalles biológicos, complicaciones socioeconómicas y factores imprevistos, imposibilita la utilización de un modelo de la simplicidad del balance inmigración-extinción. Las tasas de inmigración y de extinción varían de especie a especie; pueden fluctuar en el tiempo debido a cambios climáticos, o a cambios en la poza de especies fuente de inmigración, a la desaparición y/o aparición de otras especies asociadas (competidores, depredadores o mutualistas), etc.

Por otra parte, la estimación de los valores de las tasas es una labor ímproba, que requiere de años o décadas para los casos más simples. La mayor parte de los datos existentes se han obtenido para aves e insectos en islas muy pequeñas (Simberloff, 1974; Gilbert, 1980). Sólo recientemente se han iniciado estudios que permitirán estimar los parámetros de la teoría de Biogeografía Insular en áreas grandes dentro de los trópicos (Lovejoy *et al.*, 1984).

En resumen, los ejemplos anteriores y muchos otros, ilustran el hecho, ya muy comprobado, de que los modelos matemáticos susceptibles de tratamiento analítico, si bien son indispensables en el trabajo conceptual del ecólogo moderno, jamás se han podido utilizar para realizar predicciones cuantitativas de sistemas ecológicos particulares. En tales situaciones, existen demasiadas variables relevantes, acopladas y no lineales, como para intentar hacer predicciones con modelos simplificados.

Hacia la década de los sesenta, la percepción de este hecho, aunada a la creciente disponibilidad de computadoras muy poderosas y accesibles, dio origen al siguiente grupo de herramientas ecológicas con pretensiones predictivas: los grandes modelos de simulación.

LOS MODELOS DE SIMULACIÓN

En todos los ejemplos mencionados, se consideraba como una limitante crucial del poder predictivo de los modelos simples, el ignorar variables consideradas como relevantes, pero que complicarían inaceptablemente el análisis. ¿Por qué no incluir entonces todas las variables importantes? Una computadora moderna puede manejar modelos sumamente complicados, y se pensaba que los modelos de simulación, permitirían aumentar significativamente las capacidades predictivas de los ecólogos (Watt, 1968; Van Dyne, 1972; Goodall, 1972; Jeffers, 1972). La disponibilidad de la herramienta computacional condujo a una especie de euforia de modelación, en la que no eran raros los modelos con cientos de ecuaciones. El modelo de simulación de la pesquería de salmón en Washington tiene más de mil ecuaciones (Paulik y Greenough, 1966).

Los problemas de este enfoque pronto se hicieron evidentes y el optimismo inicial fue reemplazado por una actitud más realista.



En primer lugar, un problema importante de los grandes modelos de simulación, es el que su riqueza dinámica sea demasiado grande. Se sabe que un sistema dinámico con cuatro o más variables es, en general, compatible con casi cualquier tipo de conducta y, en particular, con el comportamiento caótico y los atractores extraños (Schaffer y Kot, 1986; May y Leonard, 1975). En otras palabras, como se dice que decía Niels Bohr, "denme tres parámetros y les ajusto un elefante. Denme cuatro parámetros y lo hago que mueva la trompa". En efecto, la "validación" de los modelos, esto es, el establecimiento del grado de exactitud con el que el modelo predice la conducta del sistema natural, así como los rangos de valores de las variables y los parámetros, dentro de los que las predicciones valen (Wiegert, 1976), se convierte en un problema difícil. A menos que se cuente con datos excelentes sobre todos los parámetros, las simulaciones tienen tal cantidad de grados de libertad, que pueden "predecir" prácticamente cualquier cosa, como los "demonios informáticos de segunda especie" de Lem.

En segundo lugar, obtener los datos necesarios para estimar la forma de las ecuaciones o los valores de los parámetros puede requerir años o décadas, por lo que muchas veces se adivinaban a partir de cuatro o cinco puntos experimentales (p. ej. Milner, 1971) o simplemente de acuerdo con la experiencia del modelador. Por otra parte, los datos obtenidos para un sistema ecológico específico, en un tiempo dado, no pueden utilizarse en otros sitios o especies, e incluso cambian con el tiempo (Walters, 1986), por lo que el problema de contar con los datos adecuados es sumamente serio.

Por supuesto, si se cuenta con muy buenos datos y los parámetros del modelo se conocen con precisión razonable, uno

esperaría que un sistema de monitoreo adecuado, permitiera mantener el modelo actualizado y funcionando. Los modelos para realizar pronósticos agrícolas para el futuro inmediato, son fundamentalmente expresiones matematizadas o algoritmos que resumen el conocimiento que el agrónomo tiene de un sistema. Si bien, en estos casos, las posibilidades de predecir son reales y los modelos (o sus salidas en forma de tablas y nomogramas) se usan para pronosticar, por ejemplo, la necesidad de usar plaguicidas (Rabbinge y Carter, 1984), éstos son aún la excepción, y en muy pocos casos se utilizan para el trabajo cotidiano de la producción agrícola (Waggoner, 1984).

Inclusive en simulaciones de sistemas simples, con parámetros bien estimados y monitoreados, existe la posibilidad de sorpresas. Como en los sistemas ecológicos hay variables cuyas escalas de tiempo características son diferentes de las de otras en varios órdenes de magnitud (O'Neill, *et al.*, 1986), se puede dar el caso de que los factores ecológicos, ambientales, etc., que se consideraron constantes al concebir el modelo, estén cambiando lentamente. A menos que se realicen estudios de sensibilidad para todos los parámetros del modelo, ciertos cambios cualitativos (p. ej. bifurcaciones), pueden pasar desapercibidos. Este riesgo es mayor cuanto más detallado (realista) sea el modelo, ya que un análisis de sensibilidad exhaustivo quizá sea imposible de realizar. Si, por otra parte, no todas las variables se monitorean simultáneamente, es perfectamente posible que algunos cambios severos en la conducta del sistema, que incluso podrían en principio haber sido predichos por el modelo, aparezcan como verdaderas sorpresas (Holling, 1986 y en prensa). Waggoner (1984) comenta que, aunque los buenos modelos de pronóstico de epidemias agrícolas son muy necesarios, lo verdaderamente útil sería contar con modelos que permitieran pronosticar epidemias inusuales o extremas, propiciadas por cambios en las condiciones climáticas o en las prácticas agrícolas. Claro está que, son precisamente estas condiciones nuevas, las que invalidan el uso del conocimiento viejo, sobre el que se basan todos los modelos exitosos de pronóstico agrícola.

Concluyendo, aunque inicialmente los modelos de simulación se desarrollaron con miras a realizar predicciones de tipo práctico, a consecuencia de las razones enumeradas arriba, actualmente muchos modelos de simulación se consideran más como instrumentos de análisis teórico (Shugart *et al.*, 1988) que como herramientas predictivas. Las potencialidades predictivas de las simulaciones complejas se realizan principalmente en sistemas relativamente simples (agroecosistemas tecnificados, silvicultura oligoespecífica), en los que no sólo se cuenta con excelentes bases de datos, sino que las predicciones son a muy corto plazo y existen sistemas de monitoreo *in situ* y sistemáticos (Kranz, Hau y Aust, 1984).

Si es cierto entonces que los modelos de simulación no son sino la formalización del conocimiento ecológico, expresado como conjuntos de regresiones, tablas de valores y reglas empíricas, ensamblados en programas de computadoras, debería también ser cierto que tal conocimiento, asimilado y expresado informalmente por los ecólogos experimentados, pudiera ser de utilidad predictiva. Discutiremos brevemente esta posibilidad.

LA EXPERIENCIA DE LOS ECÓLOGOS

Por "experiencia de los ecólogos", se entiende el conjunto de datos, observaciones, conceptos, teorías, métodos de investigación, etc., que un ecólogo adquiere en el transcurso de su carrera y que se integra para constituir su "intuición", o la

intuición colectiva de un grupo de trabajo. Resulta muy claro que tal intuición es de gran utilidad para atacar problemas ecológicos. Existen un gran número de ejemplos de problemas que han sido resueltos, al menos parcialmente, mediante la aplicación de este conocimiento ecológico no formalizado. Desde tiempos inmemoriales, cuando los campesinos comenzaron a solucionar los problemas de la producción agrícola, hasta los muy recientes trabajos de restauración ecológica, control biológico, conservación de especies, etc. (Orians, 1986), el conocimiento detallado y prolongado de un sistema natural, es una de las mejores herramientas predictivas.

Por otra parte, está sobradamente comprobado que la sola experiencia no basta para alcanzar capacidades predictivas satisfactorias. Como ejemplos se pueden citar los intentos para realizar controles biológicos de plagas (DeBach, 1974). Los casos de control biológico incluyen aciertos al primer intento, usando el organismo control más lógico; ensayos repetidos por cincuenta, sesenta o más años, hasta "pegarle al gordo" casi por pura suerte; controles parciales que se van mejorando por décadas de nuevas introducciones y, por supuesto, fallas totales con plagas que hasta la fecha no han podido ser controladas. La experiencia en estos casos es útil, en el sentido de que aporta métodos, y el conocimiento taxonómico y biogeográfico indispensable para saber de qué especies se habla y dónde se encuentran.

Sin embargo, todas las dificultades principales que se aplicaban a las posibilidades predictivas de los modelos, simples o de simulación, se aplican también a la experiencia. Si bien una persona con experiencia sobre un sistema ecológico puede frecuentemente "sentirlo" y extrapolar o pronosticar su funcionamiento futuro, los límites a esta capacidad son exactamente los mismos que se aplicaban a los modelos y las simulaciones.

LOS OBSTÁCULOS A LA CAPACIDAD DE PREDICCIÓN

La discusión de los ejemplos anteriores permite identificar algunas de las principales dificultades que existen para realizar predicciones en ecología, y que, tal vez, pueden agruparse en ocho principales tipos, los que resumiré a continuación.

1) Los sistemas ecológicos están afectados por muchas variables acopladas y no lineales. Por lo tanto, su dinámica puede ser muy complicada y existe la posibilidad de que presenten un comportamiento caótico o posean atractores extraños (May y Oster, 1976; Schaffer y Kot, 1985). En este caso la imposibilidad de predecir su comportamiento futuro es radical y de principio. El problema radica en la sensibilidad de la conducta del sistema frente a las condiciones iniciales (Pérez Pascual, 1989, Schaffer y Kot, 1985), las cuales siempre se determinan con un cierto grado de error, pero dentro de un sistema caótico, las trayectorias cuyos inicios estaban arbitrariamente cercanos, se

apartan exponencialmente con el tiempo. Por lo tanto, es imposible predecir el futuro estado de un sistema. En ecología de poblaciones no se sabe si hay sistemas fluctuando dentro de un régimen caótico, e incluso es dudoso que así sea (Berryman, 1988). Sin embargo, hay otros fenómenos ecológicos, o que los afectan directamente (clima), que pueden tener un componente caótico. El punto es que en aquellos casos en que exista tal comportamiento, las posibilidades predictivas se reducen sustancialmente.

2) Los sistemas biológicos "inventan" conductas, modos de operación, respuestas, etc. En particular los inventos heredables, como los que provienen de modificaciones genéticas o conductuales, pueden permanecer en una población por un tiempo indefinidamente largo. El resultado es que en los sistemas ecológicos pueden aparecer modificaciones más o menos bruscas e imposibles de predecir y que modifican las condiciones del sistema hasta un grado también impredecible. Ejemplos de esto son las resistencias a antibióticos en los controles químicos de plagas, las especies que aprenden a evitar trampas, cebos, etc. (Peck, 1986).

Las diferentes historias genéticas y conductuales de los organismos son una de las principales causas que hacen que los sistemas ecológicos sean únicos. Por otra parte, hay que decir que la aparición de las novedades es muy improbable en escalas de tiempo cortas (relativas a los tiempos característicos de los sistemas considerados).

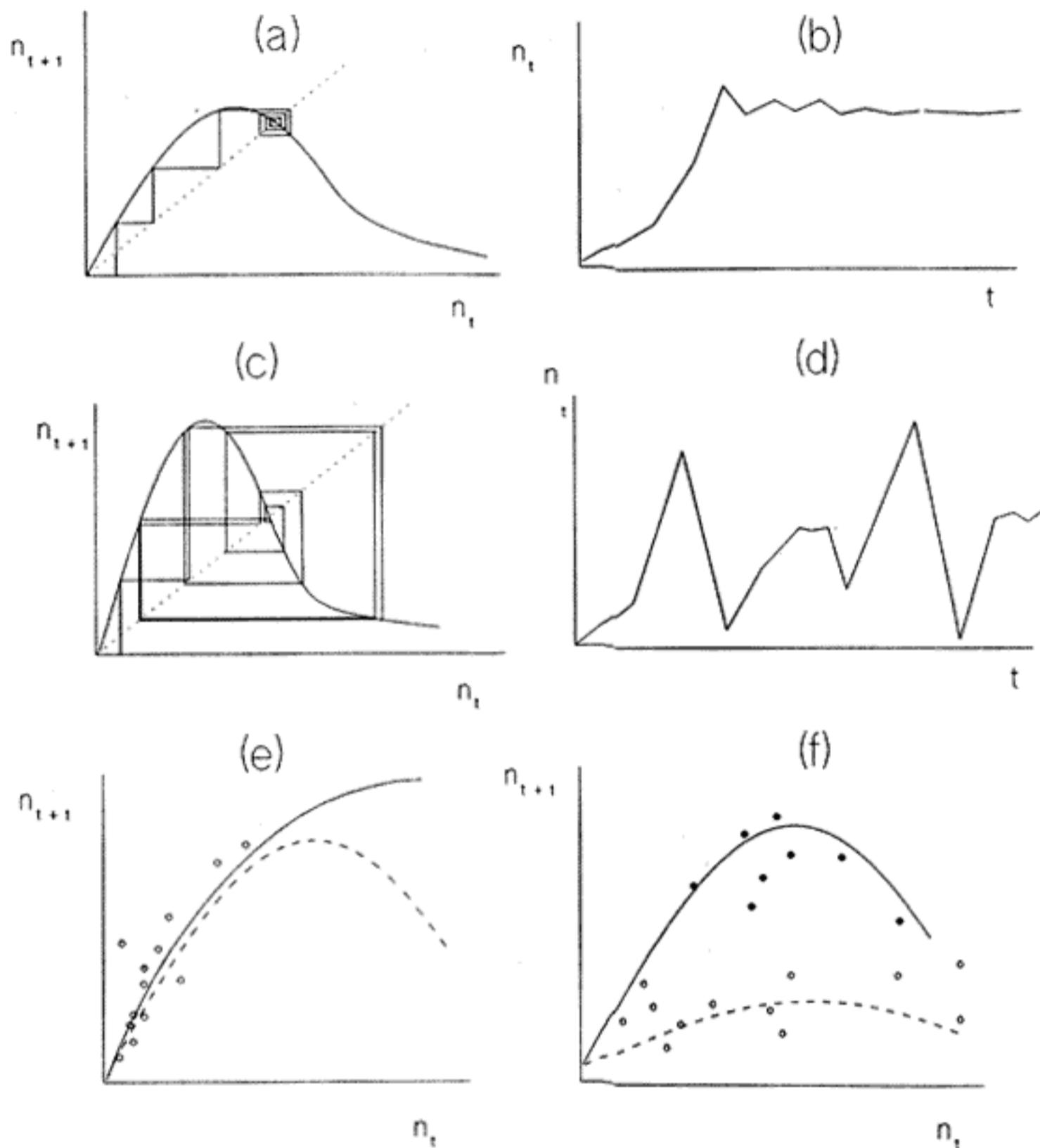
3) Los sistemas ecológicos están formados, a manera de un ensamble, por un gran número de procesos que ocurren a muy variadas escalas temporales y espaciales. Por lo tanto, se presenta una jerarquía

en la que es muy difícil entender cómo los cambios muy perceptibles en días, meses o años, dentro de sistemas definidos para hectáreas o km^2 , se acoplan con variables que fluctúan en siglos y a una escala de cientos o miles de km^2 . La existencia de tales variables, con tiempos característicos muy distintos, implica también que debemos ser sumamente cautelosos con las extrapolaciones que se hagan de datos recabados por períodos de tiempo cortos, relativos a las escalas característicos de las variables importantes (ver recuadro).

Este tipo de problema, por muy difícil que sea en la práctica, parece ser más bien metodológico que de principio, aunque no es posible saber si en tales sistemas complejos existen "invenciones" análogas a las evolutivas o conductuales.

4) En los sistemas ecológicos, las variables están interconectadas indirectamente, a través de sus efectos sobre otras (Vandermeer *et al.*, 1985). Por lo tanto, el efecto de algunas variables es global y no puede ser estimado únicamente mediante las interacciones directas. Son ejemplos clásicos los que se encuentran en los trabajos de Paine (1980), sobre manipulación





Las gráficas (a), (b), (c) y (d) muestran la conducta de una población con un equilibrio estable y otra con un equilibrio inestable. Las figuras a la izquierda muestran la relación entre el tamaño poblacional en un tiempo y el mismo en el tiempo siguiente (diagramas de Ricker para los biólogos, mapeos de Poincaré para los matemáticos). La línea punteada es la función idéntica. El comportamiento de la población se puede simular gráficamente tal como se ilustra con la línea escalonada (gráficas (a) y (c)). La evolución correspondiente de la población en el tiempo aparece en las curvas del lado derecho ((b) y (d)).

Las gráficas (e) y (f) ilustran dos de los problemas principales que disminuyen las posibilidades predictivas. La gráfica (e) es un diagrama de Ricker de la pesquería del salmón "Sockeye", para la cual no se tienen datos de la conducta a altas densidades. La función de Ricker puede tener formas muy distintas, con conductas predichas totalmente diferentes, y sin embargo perfectamente consistentes con los datos disponibles. La gráfica (f) es el diagrama de Ricker para la pesquería de salmón "Chinook". Los puntos negros corresponden a los datos hasta 1946, y los puntos abiertos a los datos a partir de 1947, en que cambia bruscamente, y por causas desconocidas, la conducta dinámica de la pesquería (datos en Walters, 1986).

de comunidades de invertebrados marinos. En un caso, Paine (1966) removió un depredador superior (una estrella de mar del género *Pisaster*), con el resultado de que el sistema original, compuesto de quince especies, se redujo a uno de ocho. La estrella de mar tenía un efecto positivo indirecto sobre varias especies de invertebrados, por intermedio de los competidores de éstos, las presas de la estrella.

La moraleja de esto, es que el interferir sobre una especie puede tener consecuencias sobre otras con las que no existe una conexión aparente. Puesto que para estimar la presencia e intensidad de tales interacciones, hay que realizar experimentos de remoción o adición de individuos, dicha estimación no puede realizarse sin perturbar a la comunidad original. Por supuesto, no todo está conectado con todo, ni siquiera indirectamente, pero para determinar las conexiones y sus intensidades, hay que manipular, y por lo tanto modificar, la comunidad, porque no se conocen las interacciones *a priori*.

Por lo tanto, me inclino a pensar que, en principio, estimar las interacciones importantes en comunidades naturales (esto es, con cientos, miles o decenas de miles de especies), sin perturbarlas significativamente, es radicalmente imposible.

5) Otro punto que dificulta seriamente la predicción, es el hecho de que los sistemas ecológicos son heterogéneos. Más precisamente, en primer lugar, un mismo organismo en sitios diferentes y tiempos diferentes, puede tener probabilidades de sobrevivir y fecundidades diferentes. Esto se debe a que, casi seguramente, distintos sitios diferirán en el valor de alguna de las muchas variables que afectan la adecuación de los organismos. En segundo lugar, diferentes organismos, de la misma especie, en el mismo sitio y tiempo, pueden tener adecuaciones diferentes. Esto ocurre porque todos los organismos son diferentes, ya sea a nivel genético o fenotípico (fisiológico, conductual, etc.). La heterogeneidad de la relación ambiente-organismo, es una de las razones por las que percibimos a éstos como históricos.

En la medida y escala espacio temporal en que se presenten estas diferencias, se puede considerar al medio heterogéneo (Soberón, 1986; Soberón y Dirzo, en prensa; Wiens, 1976; Hassell, 1981; etc.). Las consecuencias prácticas de la heterogeneidad, se manifiestan en que un conjunto de datos tomado para un sistema, en un sitio dado, puede ser relativamente inútil en otro lugar. Los problemas que la heterogeneidad ambiental plantean al aspirante a pronosticador, parecen ser de carácter más práctico que fundamental. Solamente, lo cual no es poco, implican la necesidad de obtener conjuntos de datos mucho más amplios que si la relación medio-organismo fuera homogénea.

6) Como resultado de gran parte de lo anterior, se desprende que los sistemas ecológicos se perciben como ruidosos y estocásticos. No sólo existe un indeterminismo fundamental en

estos procesos, sino que nuestra ignorancia con respecto de su funcionamiento, es tan grande, que percibimos como aleatorias a variables que en principio no lo son. Sea por una razón o por otra, el punto central es que el ecólogo necesita utilizar toda la parafernalia conceptual y metodológica, propia del estudio de los fenómenos aleatorios, que frecuentemente son más difíciles de estudiar que los determinísticos.

7) Los puntos mencionados determinan que la obtención de los datos necesarios para hacer pronósticos en ecología, sea un problema muy serio. Para obtener buenos datos, analizables y confiables, sobre sistemas complejos, con decenas o centenas de variables relevantes, acopladas, no lineales y fluctuantes en el tiempo, cuyas escalas temporales y espaciales características varían sobre varios órdenes de magnitud, con una componente estocástica y heterogénea en el espacio y tiempo, el ecólogo necesita una enorme suerte, presupuestos pantagruélicos y muchísimo trabajo.

CONCLUSIÓN

Como se puede apreciar, pronosticar para un ecólogo no es un problema trivial. Puede hacerlo en la medida en que cuente con leyes empíricas bien establecidas, tales como las relaciones área-riqueza específica (Connor y McCoy, 1979) o tamaño-consumo, tamaño-densidad-poblacional, etc. (Peters, 1986), las cuales siempre tienen una validez meramente estadística. O cuando cuente con modelos detallados, apoyados con datos extensivos y continuamente actualizados, si bien en estos casos sus modelos únicamente sirven para el sistema para el que fueron desarrollados y son vulnerables a la aparición de cualquiera de las novedades mencionadas arriba (Conway, 1984; Orians, 1986). Asimismo el ecólogo puede realizar predicciones

sumamente generales e imprecisas, basadas en una integración informal de experiencia, datos *ad hoc* y extrapolaciones teóricas, aunque en estos casos es común que los pronósticos sean demasiado generales para ser útiles.

No es extraño entonces que "la maldición de los ecólogos, sea su envidia de la Física". ¿Cómo no envidiar a quien es capaz de predecir la existencia y posición de planetas previamente no observados, o de enviar cohetes a la luna, que lleguen, y que además lo hagan en la fecha y sitio previstos, etc.? Si bien un físico también tiene serios problemas para predecir el comportamiento detallado de muchos sistemas (por ejemplo, la trayectoria de una hoja que cae de un árbol), el hecho es que en un gran número de problemas prácticos del área fisicoquímica, es posible realizar pronósticos detallados, basándose en herramientas que van, desde las leyes generales fundamentales, hasta simulaciones numéricas o con modelos físicos. Por el contrario, para un ecólogo, los problemas relevantes son también aquellos en los que su capacidad predictiva está más limitada.

El desarrollo y maduración de la ecología como ciencia ha





traído aparejado, para el ecólogo, el deterioro del paradigma de la Física como su modelo de "La Ciencia". Al madurar la ecología, se han desarrollado herramientas teóricas y métodos experimentales y observacionales propios, y se han constituido los primeros cuerpos de información rigurosa, sobre gran variedad de sistemas, especies, etc. Como resultado, se empieza a asumir, con todas sus consecuencias, que la ciencia, y por lo tanto la tecnología de los sistemas ecológicos, que son complejos, heterogéneos e históricos, tendrá por fuerza diferencias considerables con la de sistemas simples, homogéneos y cuyo carácter histórico puede, en buena medida, ignorarse, como lo son la mayoría de los sistemas físicos.

¿Cuáles serían entonces los rasgos principales de tal tecnología ecológica? Desde mi punto de vista son dos:

1) No podrán haber "paquetes tecnológicos", desarrollados en el primer (o cualquier otro) mundo y posteriormente importados al sitio del problema. Un país puede, por ejemplo, importar en paquete la tecnología para hacer circuitos integrados, para tratar aguas o combatir el *smog*. Incluso una técnica quirúrgica, o un fármaco, pueden desarrollarse en un sitio y usarse en otros, aunque no con el grado de transportabilidad que tienen las tecnologías fisicoquímicas. Sin embargo, es punto menos que inútil importar, por ejemplo (como se ha hecho y se hace en México), técnicos finlandeses para hacer silvicultura tropical. Casi lo único que hay en común entre los bosques templados europeos y las selvas tropicales, es que en ambos hay madera. Cada problema ecológico tiene variantes o factores que lo hacen único y su solución deberá desarrollarse, no sólo en el país en cuestión, sino en el sitio mismo de interés, tomando en cuenta desde el principio el contexto geográfico, histórico, biológico y socioeconómico.

2) No será posible tampoco encontrar "la solución" al problema y luego solamente aplicarla repetidamente. Un proceso

biotecnológico, por ejemplo, una vez que se desarrolla, requiere de un nivel de monitoreo mínimo. Si el proceso estaba bien diseñado, funciona por tiempo indefinido y si deja de funcionar se puede echar a andar de nuevo. El médico sabe que, en un alto y muy constante porcentaje de los casos, si un paciente padece úlcera, una dieta y los fármacos adecuados resolverán el problema, aunque no está de más mantenerlo en observación. Sin embargo, en problemas ecológicos no se puede dejar de monitorear el sistema de interés, pues como ya se discutió, surgen cambios radicales, o se cruzan umbrales, o se acumulan los efectos en variables lentas, o el manejo transforma al sistema en otro diferente, etc. El punto esencial es que los sistemas ecológicos se transforman, tanto intrínsecamente, como a consecuencia del manejo, y lo hacen del tal forma que su conducta puede variar radicalmente.

Por todo lo anterior, parece ser que una característica propia de la futura ecotecnología, será la utilización de métodos, enfoques y formas de proceder propias de la investigación de problemas abiertos, a lo largo de todo el proceso de solución (Holling, 1978; Walters, 1986; Orians, 1986; Conway, 1984). No hay tal cosa como "primero hay que entender el sistema y luego se le mete mano". Más bien, en el proceso de meterle mano es cuando se puede entender al sistema, siempre y cuando, la "metida de mano" se realice utilizando una metodología científica. En este sentido, las ya de por sí difusas fronteras entre investigación "básica", investigación "aplicada" e investigación tecnológica, en el caso de la ecología son propiamente inexistentes. Este punto no tiene nada de nuevo, sin embargo hay que repetirlo una vez más, sobre todo para beneficio de románticos y positivistas.

Existe un corolario que no quisiera dejar de mencionar. Si las conclusiones anteriores son correctas, en nuestro país existe un vacío casi completo de profesionales capacitados para enfrentar nuestra aguda problemática ecológica, y no sólo por la falta de biólogos con "conocimientos" sobre ecología, sino por la falta de personal entrenado en la práctica de la investigación científica. Este vacío está siendo rápidamente llenado por, en el peor de los casos, arquitectos, ingenieros, psiquiatras, etc., y en el mejor de ellos, por biólogos cuyo entrenamiento en ecología e investigación científica es muy pobre (ver Moreno y Sánchez, en este número). La enorme tarea de plantear y atacar científicamente los problemas ecológicos de México, no podrá hacerse sin un esfuerzo considerable de formación de recursos humanos y una seria inversión en infraestructura científica. Simplemente, aún si esto fuera deseable, en ecología nunca podremos ser un país maquilador. Nuestra ecología o la hacemos nosotros o nadie. □

BIBLIOGRAFÍA

- Berryman, A. 1986. *Forest Insects. Principles and Practice of Population Management*. Plenum Press. New York. 279 pp.
- Berryman, A. & J. A. Millstein. 1989. Are Ecological Systems Chaotic - and if not, why not? *Trends Ecol. Evol.* 4(1):26-28
- Clark, C. 1976. *Mathematical Bioeconomics*. John Wiley & Sons. New York, 353 pp.
- Cody, M. & J. M. Diamond. 1975. *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap-Harvard University Press Cambridge, 545 pp.
- Connor, F. & E. D. McCoy. 1979. The Statistics and Biology of the Species-area Relationship. *Amer. Nat.* 113(6):791-833
- Conway, G. (Ed.) 1984. *Pest and Pathogen Control: Strategic, Tactical and Policy Models*. John Wiley & Sons, New York, 488 pp.
- DeBach, P. 1974. *Biological Control By Natural Enemies*. Cambridge University Press, Cambridge, 321 pp.
- Diamond, J. & R.M. May. 1981. Island Biogeography and the Design of Natural Reserves. En: Mayr, R. M. (Ed.)

- Eguiarte, L. y J. Soberón. 1989. La Ecología de los Ecológicos. *Información Científica y Tecnológica* 11 (159):21-25.
- Getz, W. & R. G. Haight. 1989. Population Harvesting. Demographic Models of Fish, Forest, and Animal resources. *Monographs in Population Biology* 27. Princeton University Press, 391 pp
- Ghiselin, J. 1981. Applied Ecology. En: E. J. Kormondy y J. F. McCormick (Eds.). *Handbook of Contemporary Developments in World Ecology*. Greenwood Press, Connecticut.
- Gilbert, F. 1980. The Equilibrium Theory of Island Biogeography: Fact or Fiction? *J. Biogeog.* 7:209-235
- Goodall, D. W. 1972. Building and Testing Ecosystem Models. En: J. N. R. Jeffers (Ed.)
- Hassell, M. 1978. The Dynamics of Arthropod Predator-Prey Systems. *Monographs in Population Biology* 13, Princeton University Press 237 pp.
- Hassell, M. 1980. Some Consequences of Habitat Heterogeneity for Population Dynamics. *Oikos* 35:150-160
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons. New York, 376 pp.
- Holling, C. S. 1986. The Resilience of Terrestrial Ecosystems: Local Surprise and Global Change. En: W. C. Clark y R. Munn (Eds.). *Sustainable Development of the Biosphere*. International Institute for Applied Systems Analysis. Cambridge University Press, 491 pp.
- Holling, C. S. 1990. *Temperate Forest Insect Outbreaks, Tropical Deforestation and Migratory Birds*. *Mems. Ent. Soc. Canada* (en prensa).
- Hutchinson, G. E. 1975. Variations on a Theme by Robert MacArthur. En: Cody, M. & J. M. Diamond (Eds.)
- Jeffers, J. N. R. 1972. *Mathematical Models in Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, 398 pp.
- Kingsland, S. 1985. *Modelling Nature. Episodes in the History of Population Ecology*. The University of Chicago Press. Chicago, 267 pp.
- Kranz, B. Hau y H. J. Aust. 1984. Monitoring in Crop protection Modeling. En: Conway, G. (Ed.)
- Levins, S. 1976. Population Dynamic Models in Heterogeneous Environments. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 7:287-310
- Lovejoy, T. E., J. Rankin, R. O. Bierregard, K. S. Brown, L. Emmons & M. Van Der Voort. 1984. Ecosystem Decay of Amazon Forest Remnants. En: W. Nitecky (Ed.), *Extinctions*. The University of Chicago Press, Chicago, 354 pp.
- MacArthur, R. y E.O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. *Monographs in Population Biology* 1. Princeton University Press, Princeton
- May, R. M. 1975. Stability and Complexity in Model Ecosystems. *Monographs in Population Biology* 9. Princeton University Press, Princeton
- May, R. y Leonard, W. 1975. Nonlinear Aspects of Competition Between Three Species. *SIAM J. Appl. Math.* 29(2):243-253
- May, R. M. (Ed.) 1981. *Theoretical Ecology*. Blackwell Press, Oxford. 489 pp.
- MacIntosh, R. 1985. The Background of Ecology. Concept and Theory. *Cambridge University Press*. Cambridge, 381 pp.
- Milner, C. 1971. The Use of Computer Simulation in Conservation Management. En: J. Jeffers (Ed.) *Mathematical Models in Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, 398 pp.
- Murdoch, W. W. 1985. Biological Control in Theory and Practice. *American Naturalist* 125(3):344-366
- O'Neill, R. V. 1986. A Hierarchical Concept of Ecosystems. *Monographs in Population Biology* 23. Princeton University Press, 253 pp
- Okubo, A. 1980. *Diffusion and Ecological Problems: Mathematical Models*. Springer-Verlag, Berlin, 254pp.
- Orians, G (Ed.) 1986. *Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving. Concepts and Case Studies*. National Academy Press, Washington.
- Paine, R. T. 1966. Food Web Complexity and Species Diversity. *Amer. Nat.* 100:65-75
- Paine, R. T. 1980. Food Webs: Interaction Strength, Linkage and Community Infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49:667-685
- Paulik, G. J. y J. W. Greenough. 1966. Management Analysis for a Salmon Resource System. En: K. F. Watt (Ed.)
- Peck, J. M. 1986. *A review of Wildlife Management*. Prentice-Hall, New Jersey. 486 pp.
- Pérez Pascual R. 1989. El Caos Determinista: Los límites de la Predicción Científica. *Universidad de México* 45:19-22
- Schaffer, W. M. 1984. Stretching and Folding in Lynx Fur Returns: Evidence for a Strange Attractor in Nature? *Amer Nat.* 124:798-820
- Schaffer, W. M. y M. Kot. 1986. Chaos in Ecological Systems: The Coals that Newcastle Forgot. *Trends Ecol. Evol.* 1(3):58-63
- Shugart, H., P. Michaels, T. H. Smith, D. Weinstein & E. B Rastetter. 1988. Simulation Models of Forest Sucesion. In: Rosswall T., R. G. Woodmansee & P. G. Riser (Eds.) *Scales and Global Change*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Simberloff, D. 1974. The Equilibrium Theory of Island Biogeography and Ecology. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 5:161-179
- Soberón, J. 1986. The Relationship Between Use and Suitability of Resources and its Consequences to Insect Population Size. *Amer. Nat.* 127(3):338-357
- Soberón, J., y R. Dirzo. 1990. Ecología de Poblaciones. En: *Perspectivas de la Física y la Biología*. Academia de la Investigación Científica y Centro Universitario de Comunicación de la Ciencia. (En Prensa).
- Strong, D. 1986. Density-Vague Population Change. *Trends Ecol. Evol.* 1(2):39-42
- Toledo, V. 1988. La Diversidad Biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* 81:17-30
- Vanderveer, J., B. Hazlett & B. Rathcke. 1985. Indirect Facilitation and Mutualism. En: Boucher, D. (Ed.) *The Biology of Mutualism*. Oxford University Press. 388 pp
- Waggoner, P. 1984. Models for Forecasting Disease Control. En: Conway, G. (Ed.)
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. Macmillan Publishing Co. New York, 374 pp
- Watt, K. 1968. *Ecology and Resource Management*. McGraw-Hill Book Company New York, 449 pp.
- Watt, K. (Ed.) 1966. *System Analysis in Ecology*. Academic Press. New York. 276 pp.
- Wiegert, R. 1975. Simulation Models of Ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 6:311-398
- Wilcox, B. 1980. Insular Ecology and Conservation. In: M. E. Soulé y B. A. Wilcox (Eds.) *Conservation Biology: an Evolutionary-ecological Perspective*. Sinauer Press, Sunderland, Mass.
- Wilcox, B. 1986. Extinction Models and Conservation. *Trends Ecol. Evol.* 1(2):25-28
- Wilson, E. O. (Ed.) 1988. *Biodiversity*. Nat. Acad. Sci. 518 pp.
- Wilson, E. O. & E. O. Willis. 1975. Applied Biogeography. In: Cody, M. y J. Diamond (Eds.)
- Van Dyne, G. M. 1972. Organization and Management of an Integrated Research Program. En: J. N. R. Jeffers (Eds.)

