

PERTINENCIA DEL CONCEPTO DE ESTÁNDAR DE CALIDAD AMBIENTAL (ECA) EN LA GESTIÓN DE SISTEMAS AMBIENTALES CON VARIOS ESTADOS ALTERNATIVOS. ESTUDIO DE CASO DE UNA EXPERIENCIA PERUANA

RELEVANCE OF THE CONCEPT OF ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD (ECA) IN THE MANAGEMENT OF ENVIRONMENTAL SYSTEMS WITH SEVERAL ALTERNATIVE STATES. CASE STUDY OF A PERUVIAN EXPERIENCE

Edgar Sánchez Infantas¹ y Zulema Quinteros Carlos²

Resumen

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECAs) como instrumentos de la legislación ambiental peruana tienen una contradicción: considera al ecosistema como un sistema complejo adaptativo (CAS), pero las metas para su gestión y las herramientas que usan son de sistemas simples. Esto se expresa en dos supuestos: los ecosistemas se encuentran en estado estacionario y, la calidad ambiental se puede evaluar considerando a sus variables de forma individual. El primer supuesto no considera que un CAS puede evolucionar; el segundo ignora que tiene comportamientos emergentes, producto de las interacciones. Estas suposiciones se evalúan con información del monitoreo de la Planta de Licuefacción de gas en Playa Lobería, Pisco, con variables físicas y químicas del agua superficial del mar y con biomasa del macrozoobentos de la Zona de Influencia Directa del proyecto. Usando series temporales se construyeron dendrogramas cronológicos para identificar los estados alternativos por los que ha pasado el sistema. La significación estadística de las diferencias entre estados se evaluó con un Análisis de Varianza Multivariado No Paramétrico (PERMANOVA). Un Análisis de Componentes Principales identificó las variables asociadas a cada estado alternativo. Los resultados sugieren ecosistemas con más de un estado alternativo; cuando retornan a un estado previo a una perturbación, lo hacen por una trayectoria diferente (histéresis). Esto contradice el supuesto de estacionariedad de los ECAs. Asimismo, se han identificado interacciones entre procesos naturales y perturbaciones antrópicas, emergiendo comportamientos que sólo pueden entenderse en conjunto. Se cuestiona el supuesto de los ECAs que la calidad ambiental debe considerar a las variables individualmente, sin interacciones. Se discuten las implicancias para la gestión ambiental.

Palabras clave: Estándar de Calidad Ambiental, gestión ambiental, estado estacionario, comportamiento emergente, sistema complejo adaptado, estados alternativos, dendrograma cronológico.

Abstract

Environmental Quality Standards are instruments part of the Peruvian environmental legislation that seem to have contradictions: they define ecosystems as complex adaptive systems (CAS), but their management objectives and tools consider them as simple systems. This is expressed in two assumptions that are used tacitly and that state that (1) the ecosystems are in steady state and (2) environmental quality can be evaluated taking into consideration individual variables without paying attention to their interactions. The first hypothesis does not consider that a CAS can evolve or change; the second one ignores that a CAS has emergent behaviors that arise from the interaction of their different variables and that are different from the mere sum of individual behaviors. These two assumptions are tested with information generated in the monitoring of a gas engineering project in Playa Lobería, Pisco, which refers to the physical and chemical variables of the sea surface waters and the macrozoobentos biomass in transects of the Zone of Direct Influence of the project. Using time series of the two sets of variables, chronological dendrograms were constructed to identify the alternative states through which the system has passed. The statistical significance of the differences between the alternative states was evaluated using a non-parametric multivariable variance analysis (PERMANOVA). Finally, a Principal Component Analysis allowed to identify the variables associated to each of the identified alternative states. The results suggest that the analyzed ecosystem has more than one alternative state and that when it returns to a state prior to the occurrence of a disturbance it does so by a different path (hysteresis). This contradicts the assumption of stationarity

assumed by ECAs. Interactions between environmental variables and natural processes (seasonality) and anthropic disturbances have also been identified, leading to the emergence of behaviors that can only be understood if evaluated together. This queries the assumption made by Environmental Quality Standard can be assessed by considering the variables that define it individually, without paying attention to their interactions. The implications of these results in terms of environmental management are discussed.

Key words: Environmental Quality Standard, environmental management, steady state, emergent behavior, adaptive complex system, alternative states, chronological dendrogram.

Introducción.

En el presente trabajo se quiere someter a prueba la utilidad del concepto de Estándar de Calidad Ambiental (ECA) tal como se presenta en la legislación peruana actual, para la situación en la cual se reconoce que los ecosistemas a gestionar tienen la condición de Sistema Complejo Adaptativo (CAS, por sus siglas en inglés). Como se ha visto en un reciente análisis de la legislación peruana sobre calidad ambiental (Sánchez & Falero, 2015), existe una contradicción entre la forma en que se define al ecosistema y las formas en que se lo maneja. Los conceptos que definen al ecosistema, están cerca de la noción de sistema complejo adaptativo, sin embargo las metas específicas que se fijan para su gestión y las herramientas que se usan para la misma, no toman en cuenta esa condición y más bien lo consideran – *de facto* – como si fuera un sistema simple.

En el citado documento (Sánchez & Falero, 2015) se señala que la contradicción entre la forma en que se conceptualiza al ecosistema y la forma en que se lo gestiona, era en el fondo la contradicción entre dos paradigmas – en el sentido de Kuhn (2006) – o entre dos programas de investigación – en el sentido de Lakatos (1989) – y que se corresponden con lo que Holling (1998) ha denominado “dos culturas en ecología”: la cultura analítica y la cultura integradora. Chapin *et al.* (2009) han mostrado cómo estas dos culturas representan – de un lado – al paradigma que asume que la naturaleza se encuentra en estado estacionario y – de otro lado – al paradigma de la naturaleza evolutiva. El paradigma de la estacionariedad de la naturaleza la conceptualiza como un sistema simple; por su parte, el paradigma de la naturaleza evolutiva reconoce en esta la permanente presencia de sistemas complejos adaptativos.

En el afán de contribuir a la resolución de la contradicción que se ha señalado para la gestión ambiental peruana, se ha tomado un ejemplo de un programa de monitoreo ligado a la presencia de un proyecto de ingeniería y se han analizado algunos de los supuestos – que algunas veces se asumen de modo tácito – que justificarían el considerar al sistema ambiental como un sistema simple y por lo tanto aplicarle herramientas tales como los Estándares de Calidad en su gestión.

En primer lugar, se indaga sobre la suposición de que los sistemas ambientales se encuentran en un único

estado estacionario – o tienden hacia él – y que los valores que tienen sus variables de estado podrían ser un buen referente para definir los ECAs. En segundo lugar se analiza la suposición de que el estado del sistema ambiental es algo que se puede hacer mediante la consideración individual de cada variable ambiental; de esta suposición se desprende, primero, que todas las variables son igualmente importantes y, segundo, que las variables no interactúan entre sí. Es decir, esta descripción no toma en cuenta el concepto de emergencia típico de sistemas complejos adaptativos (CAS).

Se espera de esta manera contribuir al desarrollo de propuestas de gestión ambiental y de los recursos naturales, que estén exentas de contradicciones como la que se ha comentado y que sean más efectivas. Se trata de pasar del análisis del comportamiento de un sistema ambiental a propuestas más generales que puedan ayudar incluso a la formulación de políticas de manejo en su momento (Andersen *et al.*, 2008). El presente documento forma parte de una indagación mayor que intenta resolver el problema de la definición de la calidad ambiental para las variables ambientales en general y las biológicas en particular.

Materiales y métodos.

Materiales.

El material que se ha usado para los análisis proviene de una serie temporal generada en el marco del programa de monitoreo de una obra de ingeniería de gas en Playa Lobería, Pisco (ERM, 2010) y que ya antes se ha usado de modo similar aunque más limitadamente (Sánchez & Quinteros, 2012). De la gran cantidad de datos que se generan en el programa de monitoreo señalado, se han escogido dos series; la primera corresponde a variables físicas y químicas (pH, Temperatura, Oxígeno Disuelto, Salinidad, Sólidos Totales, Nitrógeno Amoniacal y Nitritos) del agua superficial del mar en el transecto T1 de la Zona de Influencia Directa para un periodo que abarca desde setiembre de 2003 hasta diciembre de 2011 y con registros mensuales. La segunda serie corresponde a la biomasa del macrozoobentos de las estaciones A y B de los transectos de la Zona de Influencia Directa. En este caso se ha trabajado con las 10 especies que en conjunto representan más del 95% de la biomasa total. El periodo de registros y la frecuencia son similares a la primera serie.

Identificación de estados alternativos en las series.

Si el sistema en análisis no está en estado estacionario, lo primero que debería hacerse es identificar los diferentes estados alternativos por los que pasa o ha pasado (Groffman *et al.*, 2006). Andersen *et al.* (2008) señalan una serie de aproximaciones para la detección de estados alternativos y umbrales en la dinámica de un ecosistema. De todas las señaladas se ha recurrido en primer lugar al denominado dendrograma cronológico (chronological clustering) usando como criterio de afinidad el coeficiente de correlación. Esta fase ha tenido un carácter exploratorio cuyo objeto fue la identificación de los grupos de meses que exhiben valores suficientemente similares entre sí en las variables en análisis, como para establecer la conjetura de que pertenecen a un solo estado. Los dendrogramas se han elaborado con el programa PAST, versión 3.10 (Hammer *et al.*, 2001; Hammer, 1999-2015). Se ha usado la opción “restringido” (constrained) en el dendrograma para forzar a que las fusiones sean sólo entre meses consecutivos. En el caso de la biomasa del macrozoobentos ha sido necesaria una transformación de los datos ($x' = \log x + 1$) dadas las grandes diferencias en biomasa entre especies.

Los grupos de meses identificados mediante los dendrogramas, han sido evaluados en la significación estadística de sus diferencias mediante un Análisis de Varianza Multivariado No Paramétrico (PERMANOVA) usando el mismo PAST. El criterio de similitud ha sido nuevamente el coeficiente de correlación. De este modo se ha tenido un modo de ir más allá del análisis exploratorio y se ha podido contar con una estimación de la significación estadística de las diferencias entre los estados alternativos. El análisis se ha completado con las comparaciones pareadas correspondientes ya que en todos los casos se tenían más de dos estados en comparación. En este último caso se ha usado la corrección de Bonferroni para los valores de **p** (probabilidades de semejanza). El análisis se ha continuado sólo con los estados que tenían diferencias estadísticas significativas entre sí.

Identificación de las variables clave para cada estado alternativo.

En la visión convencional de los ECAs, se tienen valores de referencia por variable; la comparación de cada variable con su valor de referencia se hace individualmente. Ninguna variable vale más o menos que otra variable, es decir, no se supone que deban haber criterios para seleccionar alguna(s) variable(s) como más importante que el resto. Sin embargo, si se encuentran varios estados alternativos, la aparición de cada uno de ellos suele estar asociada a alguna(s) variables en particular, variable(s) que se tiene(n) que identificar pues tiene(n) la condición de Variable(s) Clave en la determinación de ese estado. Usando la clasificación de meses en estados que mediante el PERMANOVA habían sido identificados como estadísticamente diferentes – según se vio en el acápite

anterior –, se usó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para identificar la ubicación de los estados a lo largo de los componentes principales 1, 2 y 3; se empleó una matriz de correlación. El uso del ACP como una alternativa para la identificación de estados alternativos en un ecosistema ha sido sugerido por Andersen *et al.* (2008) en conexión además con el uso de dendrogramas. En el ACP – desarrollado también con el programa PAST (Hammer, 1999-2015) – se ha usado la opción “biplot” en los diagramas de dispersión entre componentes principales, para identificar las variables que estaban asociadas a cada estado. Alternativamente se han graficado las correlaciones de cada variable con cada componente principal como opción para identificar la asociación entre una variable y un estado.

Aunque más adelante se vuelve sobre esto, conviene señalar que al usar herramientas del análisis multivariado, se está considerando simultáneamente la participación de todas las variables en la definición de estados alternativos. Esta simultaneidad es lo que permite que se presente una de las características más típicas de los sistemas complejos adaptativos: la aparición de comportamientos que sólo surgen cuando todos los elementos del sistema actúan en conjunto, es decir, la emergencia de patrones que no se pueden inferir del análisis individual de cada variable (Cumming, 2011; Derek *et al.*, 2015).

Resultados y discusión.

El caso de las variables físicas y químicas del agua.

El dendrograma de la Figura 1 muestra los resultados de agrupar a los meses, sobre la base de los valores que tuvieron las variables físicas y químicas (pH, Temperatura, Oxígeno Disuelto, Salinidad, Sólidos Totales, Nitrógeno Amoniacal y Nitritos) del agua superficial en el transecto T1 de la Zona de Influencia Directa de la planta de licuefacción de gas en Playa Lobería, Pisco. El periodo analizado va de setiembre de 2003 hasta diciembre de 2011.

El dendrograma sugiere la existencia de varios estados que secuencialmente corresponden a Pre-Impacto (25/09/03 al 20/03/04), Impacto (20/04/2004 al 07/06/05), Post-Impacto 1 (07/07/2005 al 11/05/07), Post-Impacto 2 (04/06/07 al 04/11/08), Post-Impacto 3 (15/12/08 al 10/02/09), Post-Impacto 4 (06/03/09 al 13/12/10) y Post-Impacto 5 (4/01/11 al 17/12/11). El uso de la palabra Impacto en la denominación de estos estados es consecuencia de que, en efecto, la construcción de la planta de licuefacción comienza en abril del 2004 y sus efectos se sienten hasta junio del 2005. En ese sentido el periodo anterior se ha definido como de Pre-Impacto y los estados que se han

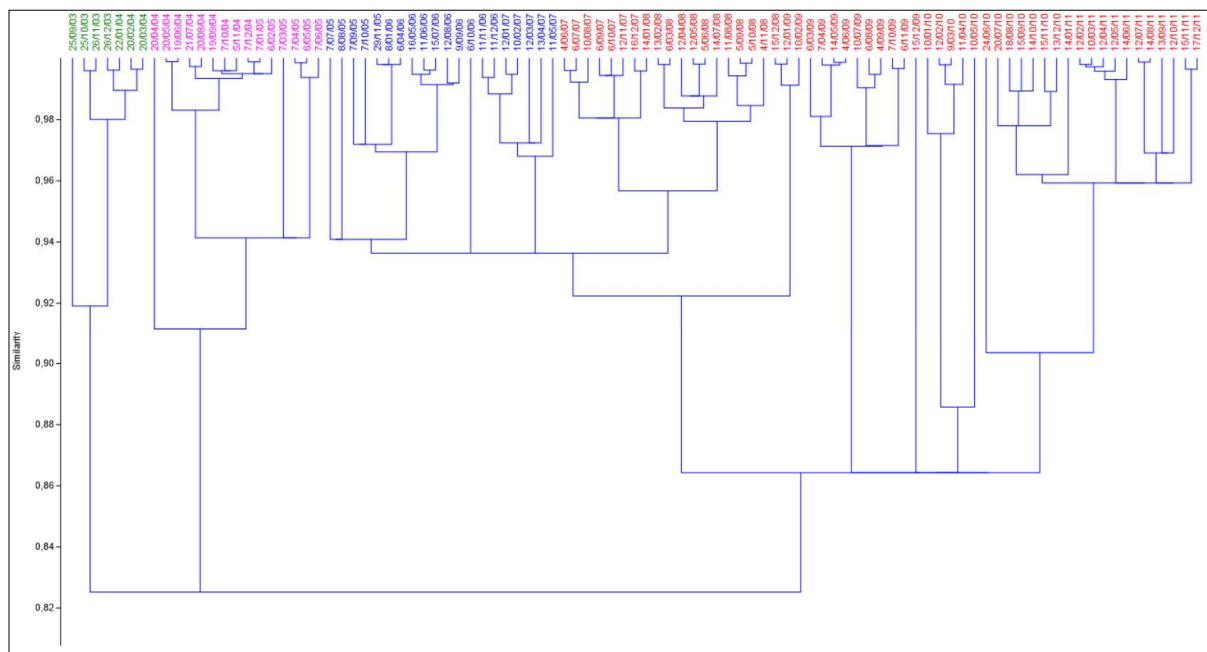


Figura 1. Dendrograma que muestra las similitudes entre meses a partir de las variables físicas y químicas del agua. Playa Lobería. Pisco. Criterio de similitud: correlación.

presentado en el periodo posterior se han denominado Post-Impacto 1, 2, 3, 4 y 5.

Los estados presuntamente diferentes que el dendrograma ha sugerido se sometieron al PERMANOVA obteniéndose los resultados que se muestran en la Tabla 1. Las diferencias entre los estados alcanzan significación estadística. Al mismo tiempo, las comparaciones pareadas indican que los estados que realmente son diferentes son los denominados Pre-Impacto, Impacto y Post-Impacto 1; por su parte los estados Post-Impacto 2, 3, 4 y 5 tienen prácticamente el mismo perfil y se los puede juntar en

uno sólo. Adicionalmente, este último estado no tiene diferencias con el primero.

Se han fusionado los estados sugeridos por el PERMANOVA de la Tabla 1 y se los ha vuelto a analizar con la misma herramienta luego de la fusión. Los resultados (Tabla 3) confirman entonces la existencia de sólo cuatro estados, todos diferentes entre sí a excepción del último estado que resulta indiferenciable del primero. De este modo, se encuentra un comportamiento más complejo del que sería de esperar. Si bien el hecho de que el último estado y el primero – previo a la presencia del impacto

Tabla 1. Resultados del Análisis de Varianza Multivariado No Paramétrico (PERMANOVA) para evaluar las diferencias entre los grupos sugeridos por el dendrograma de la Figura 1. Se han remarcado las diferencias que alcanzan significación estadística.

Número de permutaciones:	9999						
Suma Total de Cuadrados:	1.25						
Suma de Cuadrados dentro de Grupos:	0.1443						
F:	114.9						
P (igual):	0.0001						
Comparaciones pareadas. Corrección secuencial de Bonferroni para los valores de p.							
	Pre	I	P1	P2	P3	P4	P5
Pre		0.0001	0.0005	0.3295	0.2751	0.0825	0.182
I	0.0001		0.0001	0.0001	0.0243	0.0001	0.0001
P1	0.0005	0.0001		0.0002	0.0005	0.0036	0.0086
P2	0.3295	0.0001	0.0002		0.0192	0.1955	0.726
P3	0.2751	0.0243	0.0005	0.0192		0.0072	0.058
P4	0.0825	0.0001	0.0036	0.1955	0.0072		0.7834
P5	0.182	0.0001	0.0086	0.726	0.058	0.7834	

Tabla 2. Resultados del Análisis de Varianza Multivariado No Paramétrico (PERMANOVA) luego de realizar las fusiones que el PERMANOVA de la Tabla 3 sugiere.

Número de permutaciones:	9999			
Suma Total de Cuadrados:	1.25			
Suma de Cuadrados dentro de Grupos:	0.1622			
F:	207.9			
P (igual):	0.0001			
Comparaciones pareadas. Corrección secuencial de Bonferroni para los valores de p.				
	Pre	I	P1	P2
Pre		0.0001	0.0005	0.1219
I	0.0001		0.0001	0.0001
P1	0.0005	0.0001		0.0001
P2	0.1219	0.0001	0.0001	

– sean similares sugiere que el sistema es resiliente en la medida en que regresa a su estado inicial, este proceso de retorno es más complejo de lo que parece; en todo caso, la ruta de retorno (Impacto, Post-Impacto 1, Pre-Impacto) no es similar a la ruta que siguió el sistema al ser impactado (Pre-Impacto, Impacto); esto sugiere un comportamiento histerético (Groffman *et al.*, 2006) y como han señalado Beisner *et al.* (2003) esto es evidencia de la existencia de varios estados alternativos para el sistema.

Por otro lado, es posible identificar cómo cada uno de estos estados está asociado a alguna variable en particular la misma que entonces puede ser entendida como la variable clave para ese estado. Como se ve en la Figura 2, el ACP muestra los tres estados que el PERMANOVA ha encontrado como diferentes con significación estadística. Muestra además la asociación de cada uno de estos estados con algunas variables que se pueden ver en la misma figura. Conviene reparar en el hecho de que en diagrama de dispersión, es en la dimensión vertical -correspondiente al componente principal 3 -, en donde mejor se separan los tres estados que el PERMANOVA identificó como diferentes. Siendo así que el Componente Principal 3 (CP3) explica una fracción menor de la varianza total con relación a lo que explican los CP1 y CP2, lo mostrado en la Figura 2 sugiere que si bien la presencia de un impacto ha afectado al estado del ecosistema en análisis, hay algún otro factor más importante – ligado al CP1 y tal vez al CP2 – que está operando en el medio y que es más importante en su grado de afectación a los estados por los cuales puede pasar el ecosistema. Más adelante se retoma este punto; antes, sin embargo deben verse las correlaciones de las variables analizadas con el CP3 para identificar las variables clave de cada estado.

La Figura 3 muestra que la variable que mejor correlación tiene con CP3 corresponde a los Sólidos

Totales. De este modo, esta es la variable clave tanto para definir al estado de impacto (rojo en la Figura 3) como al estado P1 (violeta en la Figura 2). En efecto, el aumento de los sólidos totales define al estado de impacto y su disminución al estado P1. El estado de Pre-Impacto y el P2 (que no se diferencian entre sí) no están asociados a esta variable.

La existencia de una variable clave indica que no todas las variables son igualmente importantes en la definición del estado de un ecosistema lo que cuestiona uno de los supuestos básicos en los que se funda el concepto de calidad ambiental tal como lo usa la legislación peruana actual.

Con relación a la posibilidad de que haya algún otro factor más importante que la presencia del impacto de la construcción de la planta de licuefacción y que afecte a los estados por los que pasa el ecosistema, se ha evaluado el efecto de la estacionalidad. Se ha definido una estación genérica de verano de diciembre a mayo y una estación de invierno de junio a noviembre. Como muestra la Figura 4 hay una tendencia a que los meses del verano tiendan a estar en el lado positivo del CP1 y los del invierno en su lado negativo.

Los efectos tanto de la estacionalidad como de la presencia de los estados ligados a la presencia de los impactos del proyecto se han evaluado con un PERMANOVA de dos vías. Sus resultados (Tabla 3) muestran que en efecto, las variaciones que se han presentado en el ecosistema obedecen a la presencia de estados asociados a la ocurrencia del impacto de la construcción de la planta de licuefacción (Estado), a la presencia de un efecto meteorológico estacional (Estacionalidad) y a la interacción entre ambos.

El hecho de que esta interacción resulte significativa ($p=0.0150$) complica más la interpretación de la dinámica del sistema pues esta resulta siendo consecuencia de dos procesos: uno natural, la estacionalidad, y otro antrópico, la presencia de la planta de licuefacción.

Puesto que el efecto de la estacionalidad parecía manifestarse en el CP 1, de las variables que mejor correlacionan con este CP (Figura 5) se ha escogido a la temperatura como representante del efecto estacional ya que su incremento es lo que desencadena luego el crecimiento tanto del oxígeno disuelto como del pH.

Tabla 3. PERMANOVA de dos vías para evaluar la significación de las diferencias debidas a la presencia de estados (asociados a la ocurrencia del impacto de la construcción de la planta de licuefacción), al efecto de la estacionalidad y a sus interacciones. Permanova basado en la distancia euclidiana.

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F	p
Estado	12900.00	2	6450.00	61.01	0.0001
Estacionalidad	472.84	1	472.84	4.47	0.0108
Interacción	1305.00	2	652.52	6.17	0.0150
Residual	9620.90	91	105.72		
Total	24299.00	96			

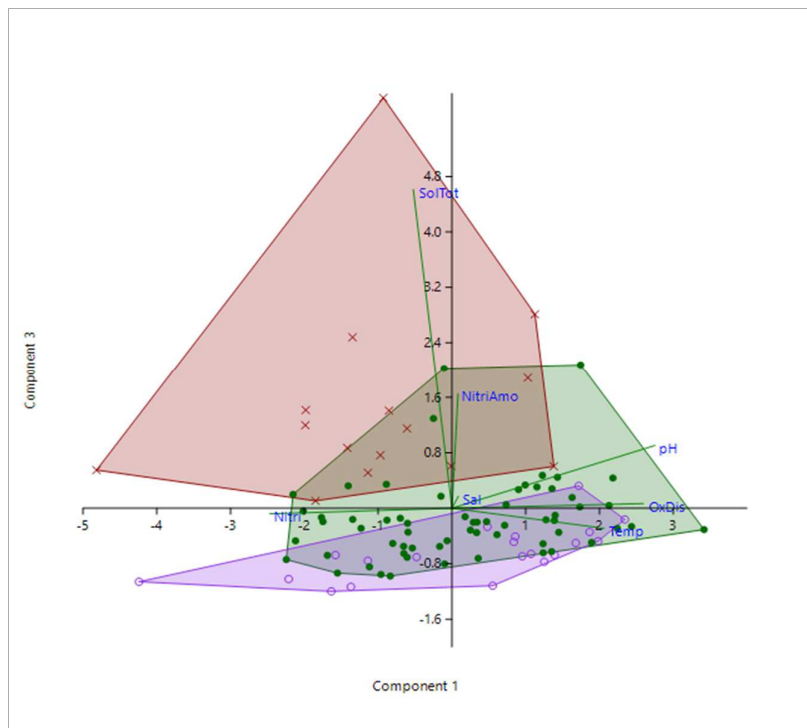


Figura 2. Componentes Principales 1 y 3 del ACP para los grupos sugeridos por el PERMANOVA de la Tabla 3. Hay tres estados: Rojo (Impacto), Verde (Pre-Impacto y P2) y Violeta (P1).

Con la temperatura como representante de la estacionalidad y los sólidos totales como representante del efecto de los impactos del proyecto, se ha elaborado la Figura 6 en la que se muestra la evolución de ambas variables a lo largo de todo el periodo de estudio. Se hace evidente un comportamiento en el que es posible identificar, sobre la base de la evolución de los sólidos totales, las fases de Pre Impacto (primeras dos columnas y últimas nueve), Impacto (columnas tres a la seis) y Post Impacto 1 (columnas siete a la diez).

Es interesante notar cómo prácticamente hasta la finalización de la fase de Post Impacto 1 el efecto de la estacionalidad es prácticamente inexistente o en todo caso carente de un patrón definido; cuando esta fase termina recién es manifiesto el efecto oscilante que tiene la temperatura como representante del cambio estacional. Este es el tipo de efecto que los resultados del segundo PERMANOVA sugerían al mostrar como significativa la interacción entre ambos factores.

De todo lo visto hasta este punto se puede señalar - a partir del análisis de estas variables físicas y químicas del agua superficial - que el ecosistema parecía encontrarse en una condición en la que su fuente más importante de variación era la estacionalidad. La construcción de la planta de licuefacción de gas sacó al ecosistema de esta condición estableciendo más bien una fuente de variación que quedó definida por los impactos asociados al proyecto, variación que impuso

los estados de PreImpacto, Impacto, y PostImpacto 1 por encima de los efectos de la estacionalidad.

De modo que si la estacionalidad tenía dos estados alternativos (verano e invierno), la presencia del proyecto impuso tres estados más que opacaron el efecto estacional. Se puede decir entonces que este sistema ha pasado en el periodo 2003 – 2011, por cinco estados alternativos; así, no parece razonable asumir que se encuentra en estado estacionario, con lo que uno

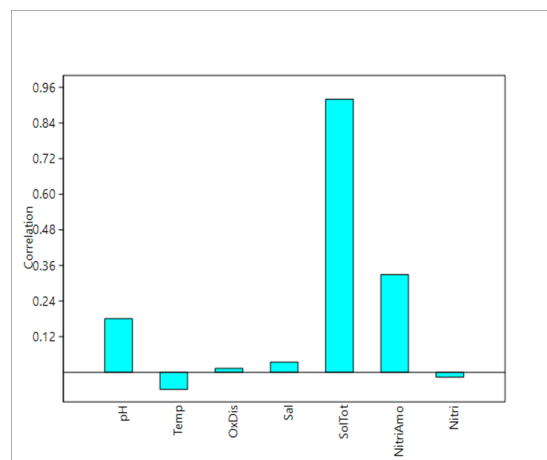


Figura 3. Correlaciones de las variables con el CP3.

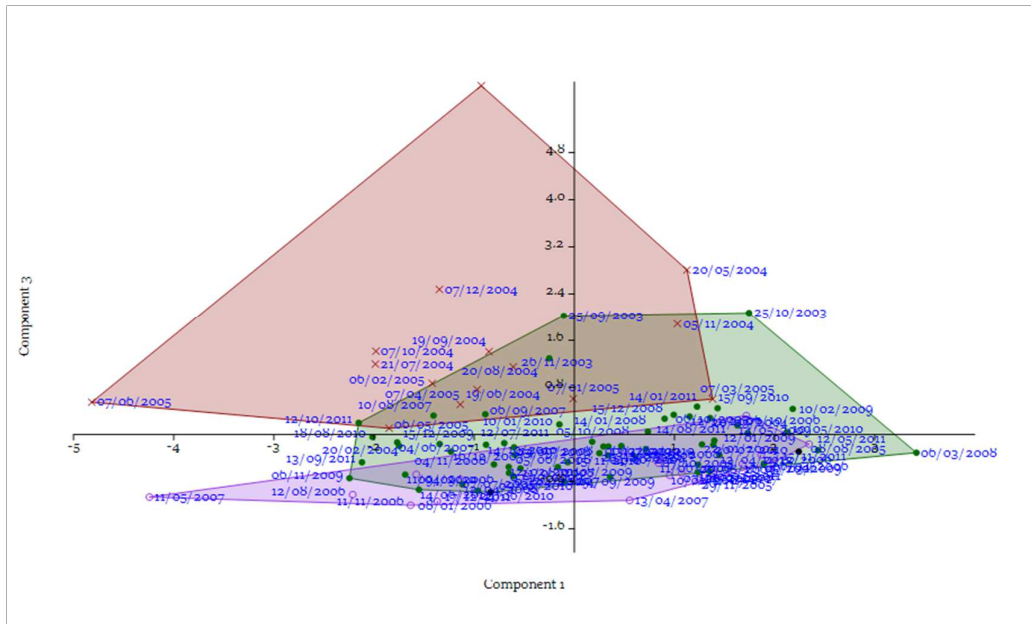


Figura 4. Disposición de los meses de registro en el plano formado por los Componentes Principales 1 y 3. Hay tres estados: Rojo (Impacto), Verde (Pre-impacto y P2) y Violeta (P1).

de los supuestos que sustentan el concepto de Estándar de Calidad – aunque a menudo ese sustento se asume tácitamente – no resulta justificable.

El caso de las variables biológicas: el bentos.

En el caso del bentos, el dendrograma elaborado sobre la base de los logaritmos de la biomasa de las especies de bentos que en conjunto representan más del 95% de la biomasa total, muestra (Figura 7) que es posible conjeturar la existencia de cuatro estados sucesivos, los mismos que se han marcado con colores diferentes.

La evaluación de esta conjetura mediante un PERMANOVA muestra (Tabla 4) que en efecto alcanzan significación estadística las diferencias entre los grupos sugeridos por el dendrograma. Además, los grupos 2 y 3 no son diferentes entre sí, de modo que al final quedan sólo tres grupos: A1, A2 y A3 fusionados y A4.

El análisis de estos tres grupos con un ACP (Figura 8) permite además identificar a las especies cuyas abundancias definen cada uno de los tres estados diferentes; esto se corrobora además con las correlaciones que tienen las especies con cada componente en el ACP.

La Figura 8 sugiere que el estado representado por el color verde (A1) está preferentemente asociado al lado positivo del CP1, en tanto que el estado representado por el color anaranjado (A4) está asociado al lado positivo del CP2. De este modo, las especies que definen a cada estado son: Verde (A1, CP1, Figura 9): *Diopatra rhizoicola*, *Semimytilus algosus*, *Nassarius dentifer* y *Chaethopleura hennahi*; Anaranjado (A4,

CP2, Figura 10): *Mitrella unifasciata*, *Ophiactis krøyeri* y *Tegula euryomphala*.

En este caso – a diferencia de lo que sucedía con las variables físicas y químicas del agua – las variables que explican la existencia de diferentes estados en la composición del bentos están asociadas a los CP 1 y 2 del ACP; dado que estos CP explican la mayor cantidad de la varianza total de los datos, se puede afirmar que es esta separación en estados basados en diferentes composiciones bióticas el proceso más importante que afecta al bentos.

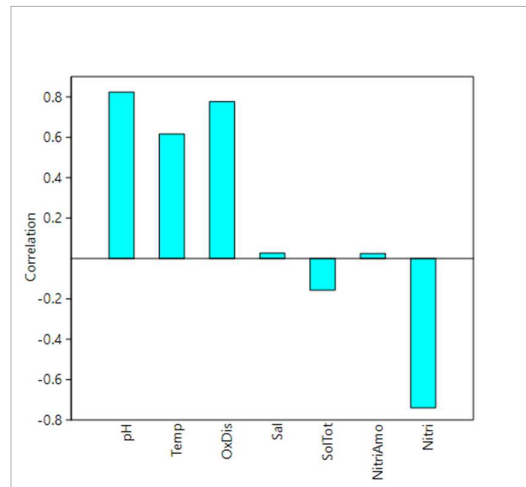


Figura 5. Correlaciones de las variables con el CP1.

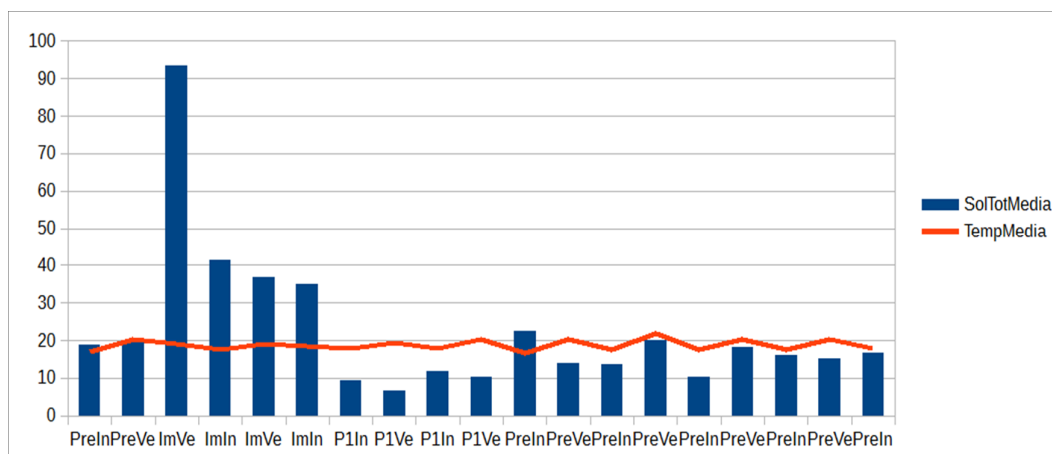


Figura 6. Evolución temporal de las variables Temperatura (Ve: verano; In: Invierno) y Sólidos Totales en Suspensión (con los estados PreImpacto, Impacto, PostImpacto 1) como indicadores de los dos procesos presentes en la evolución de las diferentes condiciones por las que pasa el ecosistema en análisis.

Por otro lado, la temporalidad que sugiere los estados definidos sobre la base de la composición biótica de los bentos es muy diferente a la que sugerían las variables físicas y químicas del agua. En efecto, hay un primer momento que va de Setiembre de 2003 a Febrero de 2006 (Verde en la Figura 8), un segundo momento que va de Marzo de 2006 a Enero de 2008 (Azul en la Figura 8) y finalmente un tercer periodo que va de Febrero de 2008 a Diciembre de 2011 (Anaranjado, Figura 8). Esta secuencia no resulta fácil de ser interpretada sólo en términos de los impactos asociados a la construcción de la planta de licuefacción. En efecto, si estos impactos fuesen importantes habría que decir que sus efectos se han presentado con una demora de respuesta: el periodo en el que la afectación habría tenido efecto correspondería al segundo de los momentos señalados antes, es decir entre marzo de 2006 y enero de 2008. Si la construcción de la planta comenzó en abril de 2004 esto implicaría que sus efectos recién se habrían comenzado a notar en el

bentos con una demora de dos años. Además, este periodo de impacto - presumido como tal - se habría mantenido hasta enero de 2008, es decir, por poco más de dos años; no parece plausible que se puedan explicar estos cambios de estado apelando sólo a los posibles impactos de la planta de licuefacción.

De otro lado, sea la causa que haya sido la que cambió el estado que tenía la composición del bentos entre setiembre de 2003 y febrero de 2006, pasado ese presunto efecto en enero de 2008, el ecosistema no regresó a una situación como la que exhibía al inicio de la serie sino que más bien pasa a un nuevo estado (Anaranjado en la Figura 8). Por tanto la resiliencia – entendida como capacidad de regreso de un ecosistema a condiciones similares a las que tenía antes de sufrir un impacto – no se ha manifestado en este caso. Una interpretación alternativa sería que este ecosistema está mostrando varios estados diferentes sin que necesariamente haya una relación directa, lineal e inmediata con la presencia de los impactos asociados a la construcción de la planta de licuefacción, no por lo menos a la presente escala. Una interpretación como la señalada es totalmente plausible desde el paradigma que postula la naturaleza de Sistema Complejo Adaptativo para todos los ecosistemas y que recusa la suposición de estacionariedad de los mismos (Kay *et al.*, 1999; Chapin *et al.*, 2009). Naturalmente la posibilidad de estandarizar algo – incluyendo la calidad de los ecosistemas – resulta totalmente irrelevante en estas condiciones.

A modo de discusión global.

La descripción de la evolución del ecosistema desde las dos perspectivas que se han mostrado en el presente caso, nos da imágenes diferentes. En efecto, si juzgamos el comportamiento del agua y la del bentos en términos de los estados por lo que han pasado

Tabla 4. Resultados del PERMANOVA desarrollado para evaluar la significación estadística de las diferencias sugeridas por el dendrograma de la Figura 7.

Suma total de cuadrados:	27.77			
Suma de Cuadrados dentro de Grupos:	13.85			
F:	32.16			
P (igual):	0.0001			
Comparación pareada:				
	A1	A2	A3	A4
A1		0.0036	0.0366	0.0006
A2	0.0036		0.1074	0.0006
A3	0.0366	0.1074		0.0006
A4	0.0006	0.0006	0.0006	

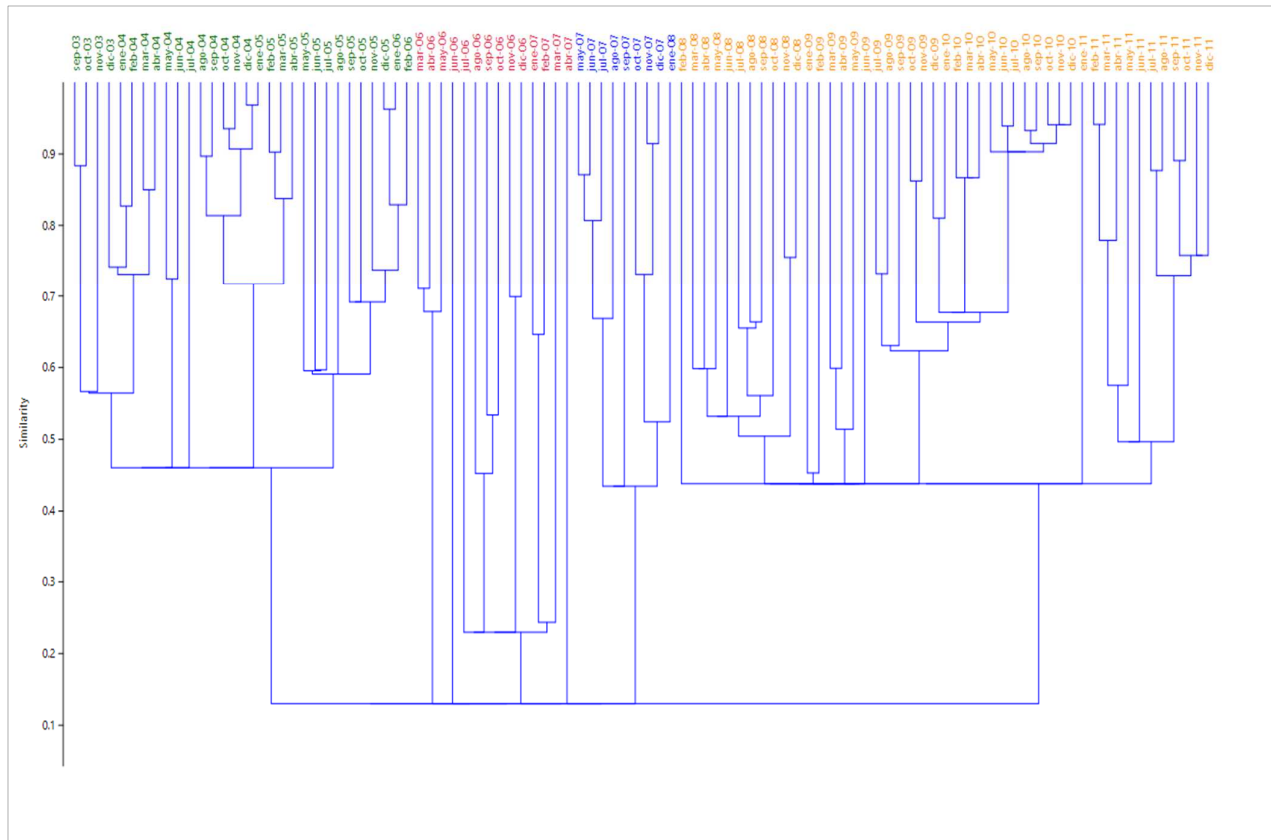


Figura 7. Dendrograma que sugiere la agrupación temporal de estados sobre la base del logaritmo de la biomasa de las especies del bentos que dan cuenta de más del 95% de la biomasa total. Pisco, Playa Lobería. Criterio de afinidad: correlación. Se han marcado los presuntos grupos con colores diferentes.

(Figura 11) se hace evidente que tanto la temporalidad como los patrones de evolución de ambos aspectos del ecosistema son diferentes. En ambos casos, sin embargo la imagen que surge es la de la existencia de múltiples estados alternativos en la dinámica del ecosistema lo que está de acuerdo con lo que plantea la Gestión de los Ecosistemas basados en su Resiliencia y la teoría de los CAS (Kay *et al.*, 1999; Chapin *et al.*, 2009).

En efecto, el agua parece tener un comportamiento relativamente más sencillo ya que el estado final que muestra es igual al que tenía antes de ser afectado por la construcción de la planta de licuefacción; el retorno a esta condición inicial se hace sin embargo siguiendo una ruta diferente a la que se siguió al ser impactado. Esto, como se ha señalado líneas arriba, sugiere un comportamiento con histéresis, comportamiento que sugiere la existencia de múltiples estados alternativos en un ecosistema (Groffman *et al.*, 2006; Beisner *et al.*, 2003).

El caso del bentos es más complicado aún ya que no hay retorno a las condiciones iniciales, no al menos a la presente escala. De hecho, este parece ser un caso en el que no tiene sentido hablar de resiliencia ingenieril – que asume que el sistema de todos modos retornará a

su estado previo a la perturbación de modo que lo único que importa es medir con qué velocidad hará el regreso – sino más bien se debe hablar de resiliencia ecológica, es decir aquella que entiende que no existe un sólo dominio de atracción – o estado – para el sistema y de hecho este podría cambiar de dominio; por tanto también tiene interés conocer cuánta resistencia tiene el sistema a este cambio de dominio (Groffman *et al.*, 2006). De este modo, la sola consideración del concepto de resiliencia ecológica supone la existencia de varios estados alternativos para el ecosistema.

Por tanto, el mensaje que sugieren tanto el agua como el bentos es que este ecosistema tiene varios estados alternativos. Este mensaje aparece a pesar de las diferencias en patrones de evolución y en temporalidades que tienen el agua y el bentos. Si hay múltiples estados para un ecosistema, el concepto mismo de estandarización sale sobrando ya que no resulta posible establecer cuál de esos estados es el que podría asumirse como “bueno” o “saludable” y cuáles son estados “malos”. Como han dicho De Leo & Levin (1997) la suposición de equilibrios únicos en los ecosistemas tiene como consecuencia - en términos de manejo de los mismos - el establecimiento de estados normativos, tales como los ECAs. Estos autores

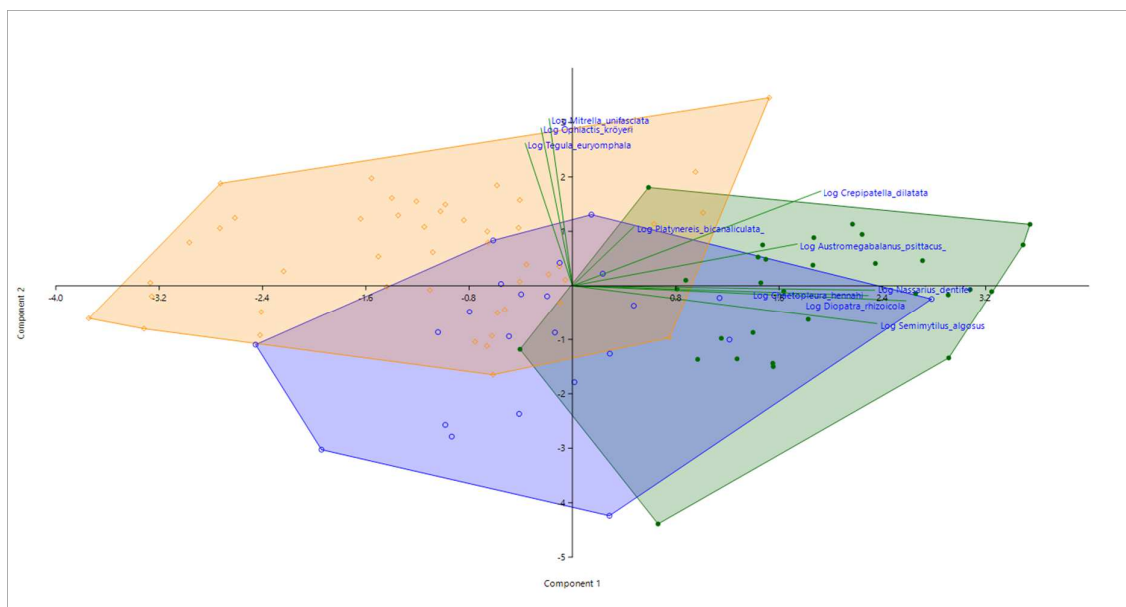


Figura 8. ACP con los estados definidos como estadísticamente diferentes por el PERMANOVA de la Tabla 4. Se muestran además las variables asociadas a cada estado.

resumen este proceder de la siguiente manera: ...” *un ecosistema saludable puede ser caracterizado por rangos de valores considerados normales y por atributos que se ven como estables y sostenibles, en tanto que las condiciones patológicas son indicadas por las condiciones opuestas ...*” (De Leo & Levin, 1997). En su crítica de este punto de vista, señalan que, en primer lugar, esto supone aceptar como válida la cosmovisión de la naturaleza como un superorganismo al estilo de Clements y su teoría de la sucesión y, de otro lado, que esto es desconocer que ...” *en realidad todos los sistemas ecológicos cambian en el tiempo y es extremadamente difícil determinar un estado normal para comunidades cuyas propiedades medibles fluyen a menudo, sea por perturbaciones naturales o a causa de mecanismos ecológicos,..., los ecosistemas raramente están cerca al equilibrio ...*” (De Leo & Levin, 1997).

En esa misma línea de argumentación, Kay *et al.* (1999) van más allá incluso pues indican que en estas situaciones en las que hay más de un estado alternativo o atractor, no es posible establecer cuál es el estado “correcto” desde una perspectiva exclusivamente científica; de hecho la selección de un estado alternativo, dicen, implica emitir un juicio de valor y eso implica decisiones de tipo político; de allí la necesidad de contar con la opinión de todos los actores sociales implicados tal como lo señalan Chapin *et al.* (2009) al proponer la administración de los recursos naturales con base en su resiliencia.

En su crítica del punto de vista normativo (De Leo & Levin, 1997) señalan que hablar de conceptos como la salud del ecosistema puede no ser apropiado y

proponen en su lugar el concepto de integridad del ecosistema, el mismo que descansa más bien en propiedades macroscópicas del ecosistema – del tipo de propiedades funcionales - y que reconoce el carácter multidimensional, multiescalar, en suma, multifacético, del ecosistema y su dinámica. Esta imagen es similar a la de Sistema Autoorganizado, Abierto y Holárquico (SOHO, por sus siglas en inglés) que sugieren Kay *et al.* (1999) y está más de acuerdo con la condición de Sistema Complejo Adaptativo que se le reconoce al ecosistema.

Tal vez el problema resida en el hecho de querer resumir en un sólo valor o en pocos valores lo que en realidad es una propiedad emergente del ecosistema. Los intentos para poner en unos pocos indicadores – que se postula como generalizables a muchas situaciones - propiedades generales de un ecosistema, se han dado en varias áreas; así ha sucedido con los intentos de definir un índice para la integridad de ecosistemas terrestres (Andreasen *et al.*, 2001), con los intentos de tener indicadores de sostenibilidad en fincas agrícolas (Altieri & Nichols, 2002; Sarandon & Flores, 2009) y con la determinación de la calidad ambiental de humedales (Flores & Betancurt, 2015). Si bien la necesidad de contar con uno o unos pocos indicadores de calidad ambiental puede entenderse desde una perspectiva administrativa de facilitar la gestión, habría que evitar el riesgo señalado por Holling (1998) de tener respuestas que pueden parecer correctas pero para preguntas sin sentido, con lo cual no sólo no estamos gestionando bien el ecosistema sino que además tenemos la falsa impresión de que sí lo hacemos.

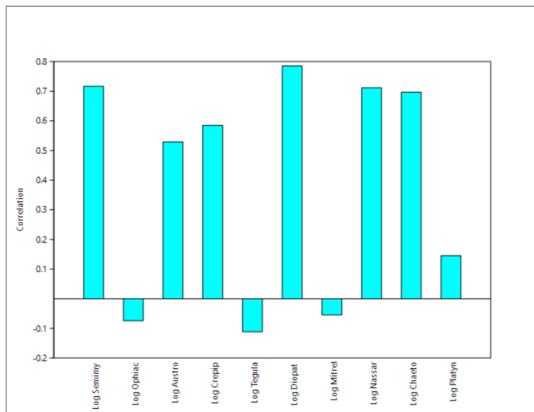


Figura 9. Correlaciones de las diferentes especies con el CPI del ACP.

De hecho, cuando De Leo & Levin (1997) proponen el concepto de integridad del ecosistema – como alternativo al de salud del mismo – reconocen el carácter multifacético de este concepto y aún cuando advierten que podría no estar exento de críticas insisten en la necesidad de incorporar los varios aspectos que definen a un ecosistema y su manejo, las múltiples escalas a considerar y las diferentes contribuciones en términos de información - no sólo la científica convencional - necesaria para ese manejo.

Como se ha indicado, la calidad ambiental parece ser un concepto que tiene carácter emergente, lo que es una cualidad típica de Sistemas Complejos Adaptativos (Kay *et al.*, 1999; Armitage *et al.*, 2015; Morin, 2004; Earls, 2006; Najmanovich, 2007). La emergencia se refiere a esas propiedades o esos comportamientos que surgen cuando todos los elementos de un sistema actúan en conjunto. Esto pone de manifiesto otra debilidad de la manera en la que ahora se usan los ECAs: la no consideración de la acción en conjunto de todas las variables. Consideremos el modo en que las variables físicas y químicas del agua - que se han analizado en el presente documento - afectan al bentos. El procedimiento administrativo al uso implica que cada variable sea comparada contra su correspondiente ECA – cuando existe valor de referencia nacional o internacional – y si esta no supera el límite, se declara que no hay problema y se pasa a la siguiente variable, y así hasta terminar con todas las variables. Evidentemente este procedimiento sería el correcto si las variables no tuvieran interacciones entre sí. Es pertinente, sin embargo, preguntarse si el bentos experimenta la calidad del agua de esa manera fragmentada o si en cada momento lo que experimenta es en realidad el efecto combinado de todas las variables del entorno en que se encuentra. Y lo dicho para el bentos es generalizable a cualquier ser vivo inclusive nosotros mismos.

Por tanto, existe la necesidad de considerar en conjunto el efecto de todas las variables usadas en la descripción de un ecosistema. En ese sentido parece pertinente recurrir a herramientas del análisis multivariado que nos permiten ver esos efectos conjuntos, es decir esos efectos o comportamientos que emergen como consecuencia de la interacción de todas las variables. De ese modo se ha hecho en el presente caso siguiendo sugerencias como las de Andersen *et al.* (2008). Al mismo tiempo, el uso de herramientas multivariadas permitirían no sólo identificar los estados alternativos del ecosistema (mediante los dendrogramas y los análisis de varianza multivariados no paramétricos) sino también identificar qué variables resultan de mayor importancia en la definición de esos estados, variables que entonces adquieren una condición de “variable clave”. Esto es algo que no se puede hacer usando la noción convencional individual – es decir, variable por variable – que actualmente se usa; en ese sentido, la alternativa que se ha usado en el presente caso, recurriendo al análisis multivariado, permite ver cosas que el paradigma convencional no permite ver. Se puede decir entonces que esta propuesta tiene exceso de contenido empírico – permite ver más - con relación al paradigma convencional, es decir está en la línea de lo que Lakatos (1989) denomina un programa de investigación progresivo frente al programa con el que se le compara.

Finalmente, parece recomendable que la idea de ECA quede restringida a la situación en la que lo único que se requiere es identificar un nivel crítico de contaminación debido a un contaminante, lo que Groffman *et al.* (2006) denominan el problema de las cargas críticas (critical loads). Sin embargo, pretender que se puede definir la calidad de un ambiente mediante la simple suma de lo que dicen diferentes variables al ser comparadas con sus ECAs respectivos, puede ser un error ya que no se considera la emergencia de comportamientos cuando todas las variables operan en

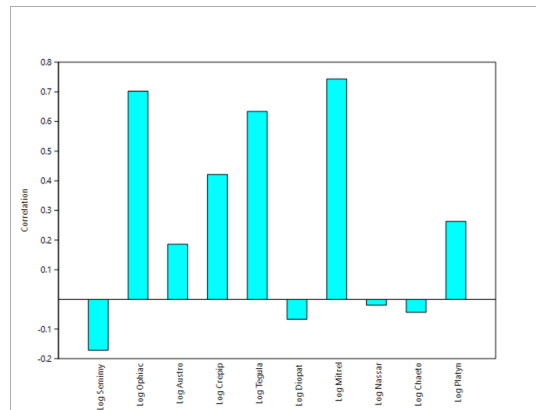


Figura 10. Correlaciones de las diferentes especies con el CP2 del ACP.

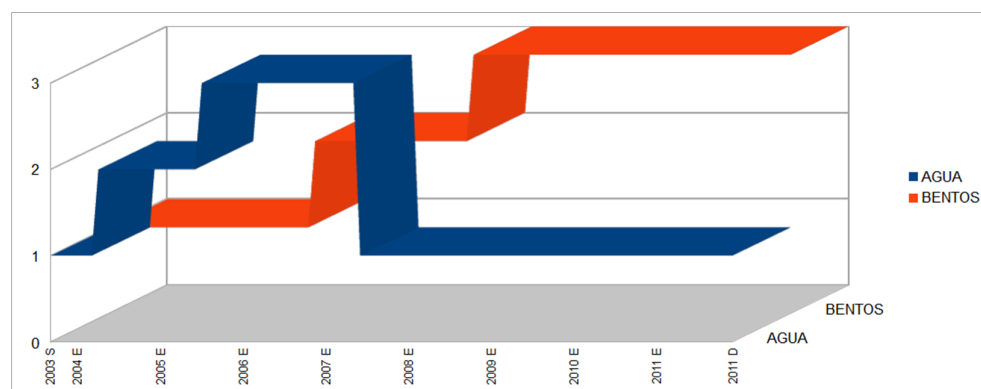


Figura 11. Evolución del ecosistema desde la perspectiva de las variables físicas y químicas del agua (azul) y de la composición biótica del bentos (anaranjado). Se han graficado los estados del ecosistema (eje Y) en los diferentes momentos del periodo de análisis (eje X).

conjunto, como realmente sucede en la naturaleza, ni tampoco se toma en cuenta la contexto-dependencia que surge de esas interacciones y de la variabilidad de los entornos en los que operan los ecosistemas. La calidad ambiental de un ecosistema debería poder establecerse al menos sobre la base de un recuento de sus varios estados alternativos, identificados considerando simultáneamente el accionar de todas las variables pertinentes – de modo de dar cuenta de sus interacciones y de los comportamientos emergentes que generan -. Este recuento – el canon del sistema como dicen Kay *et al.* (1999) - es evidentemente algo que se tiene que hacer para cada ecosistema ya que esta es la garantía de considerar su contexto dependencia. El otro elemento necesario para la definición de la calidad ambiental de un ecosistema debería ser la negociación entre los varios grupos de actores sociales afectados positivamente o negativamente por cada uno de los estados alternativos del mismo (Kay *et al.*, 1999; Chapin *et al.*, 2009).

Conclusiones.

- El análisis del comportamiento tanto de la serie temporal correspondiente a las variables del agua como la serie de biomasa del bentos sugieren que el ecosistema en análisis exhibe múltiples estados alternativos en su dinámica. En el caso del agua, el ecosistema regresa a la condición que tenía antes de ser perturbado por la construcción de una obra de ingeniería. El regreso, sin embargo es por una ruta diferente a la que siguió como consecuencia de la perturbación, es decir hay un comportamiento de histéresis, fenómeno que sugiere múltiples estados alternativos. En el caso del bentos, el ecosistema no regresa a la condición que tenía antes de la perturbación, por tanto la resiliencia que exhibe no es ingenieril (un sólo estado estable) sino más bien ecológica, es decir, con múltiples estados alternativos.

- Al menos para situaciones como las que se han encontrado en el presente caso, se puede señalar que al no haber un sólo estado de equilibrio para el ecosistema, no es posible identificar cuáles son sus condiciones “normales” (De Leo & Levin, 1997). Por tanto, no es posible establecer valores que se puedan definir como estándares de calidad, no al menos desde una perspectiva exclusivamente científica y tal como señalan Kay *et al.* (1999) y Chapin *et al.* (2009), escoger un estado alternativo implica emitir juicios de valor, lo que necesariamente implica decisiones de tipo político. De este modo resulta necesario un proceso de negociación en el que se cuente con la opinión de todos los actores sociales implicados en el problema.
- La identificación de estados alternativos en el ecosistema – en el presente caso – es algo que se presenta como un producto emergente de la interacción de todas las variables que definen el estado del sistema. En este tratamiento simultáneo de todas las variables mediante algunas herramientas del análisis multivariado, se han identificado interacciones entre procesos naturales – estacionalidad – y procesos de origen humano – la perturbación debida a la obra de ingeniería -; esto muestra que en diferentes momentos, son diferentes procesos los que operan sobre un ecosistema y determinan su estado. Al mismo tiempo, el uso del Análisis de Componentes Principales ha permitido identificar a la(s) variable(s) asociadas a cada estado alternativo; estas variables son las que importan en la definición de estos estados y alcanzan entonces la condición de “variables clave”.

En términos del desarrollo de herramientas para la administración de ecosistemas, parece apropiado reconocer el carácter multidimensional y emergente del concepto de calidad ambiental, ya que el sustrato sobre el que se da, el ecosistema, es en sí un sistema complejo

adaptativo (CAS). En ese sentido, los ECAs parecen tener una utilidad restringida para identificar niveles críticos de un contaminante – el problema de las cargas críticas de acuerdo a Groffman *et al.* (2006) -. De una suma de cargas críticas para un conjunto de contaminantes, sin embargo, no se puede inferir mucho sobre la calidad ambiental de un ecosistema y menos se puede pretender establecer estándares de calidad ya que esto no respeta la contexto-dependencia de la dinámica de los ecosistemas. La calidad de un ecosistema – y las condiciones que la generan y mantienen - debería poder estimarse a partir de un recuento de sus estados alternativos, de la identificación de las variables ambientales que definen esos estados y de un proceso de negociación entre los actores sociales que son afectados por cada estado alternativo.

Agradecimientos.

Los autores quieren agradecer al Programa Nacional de Innovación para la Competitividad y Productividad del Ministerio de la Producción por haber financiado el Proyecto “Determinación de Criterios para el Establecimiento de Estándares de Calidad Ambiental para la Diversidad Biológica. Estudio de Caso: Distrito de Cajatambo”. Contrato No. 365-PNCIP-PIAP-2014. Al amparo de dicho proyecto se ha desarrollado la presente investigación.

Literatura citada.

- Altieri M. & Nichols C. 2002 Un método agroecológico rápido para la evaluación de la sostenibilidad de cafetales. Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica). No. 64: 17 – 24.
- Andersen T., Carstensen J., Hernández-García E. & Duarte C. 2008. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. Trends in Ecology and Evolution. 24 (1): 49 – 57.
- Andreasen J.K., O'Neill R., Noss R. & Slosser N. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. Ecological Indicators. 1(2001): 21–35.
- Armitage D., Alexander S., Andrachuk M., Berdej S., Dyck T., Kumar Nayak P., Pittman J. & Rathwell K. 2015. Emerging Concepts in Adaptive Management. Pag. 235-254 In: C. R. Allen, A. S. Garmestani (eds.), Adaptive Management of Social-Ecological Systems, DOI 10.1007/978-94-017-9682-8_13. Springer Netherland.
- Beisner B.E., Haydon D.T. & Cuddington K. 2003. Alternative stable states in ecology. Front Ecol. Environ. 2003: 1(7): 376–382.
- Chapin F. S. III, Kofinas G.P. & Folke C. (Editores). 2009. Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World. DOI 10.1007/978-0-387-73033-2. Springer Science+Business Media, LLC.
- Cumming G.S. 2011. Spatial Resilience in Social-Ecological Systems. DOI 10.1007/978-94-00. Springer.
- De Leo G. A., & Levin S. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. Conservation Ecology [online]1(1): 3. Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3/7-0307-0>
- Earls J. 2006. Introducción a la Teoría de los Sistemas Complejos. Serie: Cuadernos del IDEA-PUCP N° 1. Pontificia Universidad Católica del Perú. Lima.
- ERM S.A. 2010. Programa de Seguimiento de la Biodiversidad en el área de influencia de la planta de licuefacción de gas en Playa Lobería. Pisco. Lima.
- Flores G. & Betancurt J. 2015. Metodologías para la definición de un índice de calidad en diferentes factores ambientales asociados a humedales. Monfragüe Desarrollo Resiliente Volumen V, N° 2 (octubre de 2015) <http://www.monfragueresiliente.com/>
- Groffman P.M., Baron J., Blett T., Gold A., Goodman I., Gunderson L., Levinson B., Palmer M., Paerl H., Peterson, LeRoy Poff N., Rejeski D., Reynolds J., Turner M., Weathers K. & Wiens J. 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application?
- Hammer Ø., Harper, D.A.T., & Ryan P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
- Hammer Ø. 1999 – 2015. PAST. Paleontological Statistics. Version 3.10. Reference manual. Natural History Museum. University of Oslo.
- Holling C.S. 1998. Two cultures of ecology. Conservation Ecology 2(2): 4. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art4/>
- Kay J., Regier H., Boyle M. & Francis G. 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. Futures. 31 (7): 721-742.
- Kuhn T. S. 2006. La Estructura de las Revoluciones Científicas. C. Solís (Trad.) 3ª. Ed. Fondo de Cultura Económica, México.
- Lakatos I. 1989. La Metodología de los Programas de Investigación Científica. Alianza Editorial, Madrid.
- Morin, E. 2004. La Epistemología de la Complejidad. Gazeta de Antropología, 2004, 20, artículo 02 <http://hdl.handle.net/10481/7253>
- Najmanovich D. 2007. From paradigms to figures of thought. Pp: 91-106 In: Reframing complexity. Perspectives from the north and the south. Edited by Fritjot Capra, Alicia Juarrero, Pedro Sotolongo and Jacco van Uden. ISCE Publishing, 395 Central Street, Mansfield MA 02048 USA.
- Sánchez E. & Falero M., 2015: ¿A qué paradigma de gestión de la naturaleza adscribe la normativa peruana sobre calidad ambiental? Ecología Aplicada 14(2): 163-174.
- Sánchez E. & Quinteros Z. 2012. Revisión de la Norma de Compensación Ambiental propuesta por el MINAM. Informe Final. Universidad Nacional Agraria La Molina. Ministerio del Ambiente. Lima.
- Sarandón S. & Flores C. 2009. Evaluación de la Sustentabilidad en Agroecosistemas: Una propuesta metodológica. Agroecología 4: 19-28.

¹ Laboratorio de Ecología de Procesos, Departamento Académico de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Molina s/n, Lima 12, Perú. esi@lamolina.edu.pe.

² Laboratorio de Ecología de Procesos, Departamento Académico de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Molina s/n, Lima 12, Perú. zquinteros@lamolina.edu.pe.