

RESPOSTA POSITIVA DE LA FAUNA A LA MILLORA EN ELS CONTAMINANTS BIOACUMULABLES:

EL CAS DELS PEIXOS I DE LA LLÚDRIGA COM A BIOINDICADORS

Jordi Ruiz-Olmo

Josep Maria López-Martín

Santiago Palazón

*Servei de Protecció i Gestió de la Fauna,
Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca*

Els animals, com a resultat de la seva pròpia existència, produeixen una sèrie de substàncies que incideixen en els ecosistemes. Algunes d'aquestes els afavoreixen, però n'hi ha que poden arribar a constituir productes contaminants per a la resta d'espècies. El fet que anualment milions de nyus traspassin les planures de l'Àfrica occidental, centenars de milers de rens o caribús es desplacin junts per la tundra, o que trobem milions de parelles d'ocells criant l'una al costat de l'altra en grans colònies no ens pot passar per alt: les seves restes són milions de tones. També s'ha esmentat l'efecte en l'atmosfera que poden tenir els gasos (per exemple el metà) expel·lits per milions d'éssers vius.

Totes aquestes manifestacions tenen un fort impacte en la natura, i afavoreixen unes comunitats d'animals més que les altres. Però es van succeint des del començament de la vida, i no deixen de ser necessàries: les espècies i les comunitats s'adapten i s'acomoden a aquestes situacions.

En el decurs de l'evolució, són moltes les espècies que han sabut aprofitar totes aquestes substàncies secundàries del metabolisme per a destinar-les a unes altres finalitats: comunicatives (feromones, marcatge amb excrements i orina), protectores (closques, per exemple) o d'un altre tipus. Però destaquen aquelles que produeixen substàncies destinades a afectar les altres espècies. De vegades són defensives o agressives (verins, repel·lents, substàncies viscloses, etc.), però n'hi ha que són simplement productes que inhibeixen la facultat de reproducció o creixement de les espècies competidores. Veiem, doncs, que la contaminació no és en realitat una invenció humana. És ja una vella companya.

Ara bé, des que l'home és home, s'han produït una sèrie de canvis importants. Aquestes substàncies a les quals al·ludíem més amunt, eren totes producte d'un procés evolutiu, d'adaptació entre l'espècie que la produeix, la que l'ha de rebre i la mateixa substància. Una de les regles principals d'aquest tipus de contaminació és que l'espècie que la produeix és immune o no pateix els efectes de la substància.

Aquesta és una de les grans novetats de la contaminació del segle XX. L'home preindustrial ha estat contaminant el nostre planeta des que existeix, com la resta dels éssers vius. Els seus productes sobrants i una agricultura i ramaderia no intensificades, varen tenir uns efectes evidents, però eren substàncies sovint orgàniques fàcilment assimilables pels sistemes naturals.

Però durant els darrers decennis (a penes fa un moment si ho comparem amb l'existència de l'home), s'han sintetitzat un nombre inimaginable de noves substàncies artificials a una velocitat que, segurament, mai abans no havia experimentat la Terra. En d'altres casos ha posat a disposició dels ecosistemes elements o compostos abundants a la Terra, però que estaven enterrats en el seu interior (metalls, mercuri, etc.). I el que és més greu, aquestes substàncies han estat difoses d'una forma indiscriminada a la biosfera.

Aquesta va ésser una contaminació nova, de substàncies diverses i complexes i, gairebé mai, prèviament sotmesa a test. Va tenir uns ràpids efectes tal com era d'esperar: noves i "terribles" substàncies que els ecosistemes i l'evolució no havien tingut temps de provar i posar a punt en el banc de proves que és la natura. El resultat fou que molts éssers vius van posar-se en contacte, per primera vegada a la història i de sobte, amb un gran nombre de molècules acabades de sintetitzar, i en res comparables a les que s'havien "conegut" fins llavors.

Per si fos poc, l'home postindustrial va aprendre a aprofitar la terra d'una forma més eficient, la qual cosa li va permetre de trencar la seva dependència de l'ecosistema i el seu ús de l'espai i dels recursos tradicionals. Això va comportar una expansió demogràfica com mai abans no havia conegut.

Molts animals, principalment els depredadors, i plantes varen començar a desaparèixer del nostre entorn, sovint en mesos o pocs anys. A alguns això els va importar, a uns altres no tant, però això no era més que l'avantsala de l'inici dels efectes envers els humans. Per primera vegada, un ésser viu produïa un tipus de contaminació que l'afectava a ell i tota la biosfera en conjunt.

Taula 1.
Nivells dels principals compostos organoclorats en peixos i conills de bosc a Catalunya, amb mostres del període 1990-1992. Les dades es donen en parts per milió (ppm) respecte de la fracció lipídica. Les quantitats indiquen la mitjana per a Catalunya; entre parèntesis s'indica el rang de variació.
(*) Suma total de tots els isòmers

	tHCH (*)	Heptaclor epòxid	tDDT (*)	PCB
Peixos	2,24 (0,016 - 32,52)	6,85 (0 - 413,5)	9,93 (0,033 - 183,1)	17,84 (0,25 - 259,0)
Conill	1,2	-	3,2	5,86

Taula 2.
Comparació dels nivells de PCB i tDDT en les llúdrigues de Catalunya, i en altres de territoris perifèrics. Dades en ppm respecte de la fracció de lípids (des de les referències bibliogràfiques citades i leonards, 1997)

	PCBs	tDDT
Catalunya	19,96	4,99
Estat espanyol	78,3	14,79
Dinamarca	20	
Bretanya (França)	30	
Àustria	35	
Alemanya occidental	39	
Nord de Suècia	49	
Sud de Suècia	160	
Holanda	80	
Txèquia	135	

Taula 3.
Factors de biomagnificació (nivells del contaminant en els teixits del depredador / nivells del contaminant en els teixits del peix) en la llúdriga i el visó americà a Catalunya
Com s'observa, els factors de biomagnificació poden ésser variables segons la població.

	Zona	tHCH	tDDT	PCB
Llúdriga	Pirineus Lleida		1 a 5	3 a 10
Visó americà	Montseny	3	4	6

Es van començar a detectar els pesticides en la llet que bevien els nostres fills (les mares podien estar matant els seus fills quan aplicaven el seu instint més arrelat); es detectaren aquestes substàncies a l'Antàrtida (molt lluny d'on es produïen) i en determinades zones del món, com ara certes zones costaneres del Japó. Els pobladors humans començaren a veure disminuïda la seva fertilitat i a tenir malformacions greus i trastorns nerviosos i de comportament en una part molt important de la població. S'havia globalitzat l'efecte de la contaminació.

1 Antecedents

No perdre aquesta visió global de l'efecte de la contaminació que és força recent és imprescindible per tal d'entendre com han afectat la nostra fauna diversos tipus de substàncies.

Segons en tenim coneixement, fins a final del segle passat havien desaparegut unes quantes espècies animals a casa nostra per efecte de l'home. Les causes principals foren la persecució directa (caça indiscriminada, aprofitament abusiu, o lluita contra els competidors de l'home i les espècies potencialment perilloses) i la destrucció o modificació dels hàbitats. El segle present obre una sèrie de noves causes d'extinció o regressió, entre les quals la contaminació constitueix una de les més evidents i freqüents.

Val a dir que aquesta no va ser una situació exclusiva de Catalunya o la península Ibèrica, ja que va succeir el mateix a molts altres països de la majoria de continents. Alguns d'aquests animals que varen patir aquesta forta davallada constitueixen avui dia veritables paradigmes de la conservació. La llúdriga (*Lutra lutra*), el visó europeu (*Mustela lutreola*), el falcó pelegrí (*Falco peregrinus*), el xoriguer petit (*Falco naumanni*), el falcó mostatxut (*Falco subbuteo*), l'àliga peixatera (*Pandion haliaetus*), l'arpella (*Circus aeroginessus*), l'esparder (*Accipiter nisus*), els representants de la família de les Ardeides (bernat pescaire -*Ardea cinerea*-, agró roig -*Ardea purpurea*-, martinet de nit -*Nycticorax nycticorax*-, etc.), la cigonya (*Ciconia ciconia*), el blauet (*Alcedo atthis*), el camaleó (*Chamaleo chamaleon*), els eriçons i molts petits ocells passeriformes i rats penats, varen veure el seu nombre o la seva àrea de distribució reduïts al mínim.

Una revisió ràpida d'aquests animals ens permet veure que en la seva pràctica totalitat són depredadors en sentit ampli. En primer lloc destaquen els animals menjadors d'insectes. El control indiscriminat de plagues, amb substàncies no específiques, va danyar les poblacions d'artròpodes i invertebrats en general. Els animals que se n'ali-

menten varen ser els primers perjudicats per aquesta causa (passeriformes insectívors, ericons, rats penats, el camaleó al sud d'Espanya). S'ha de recordar que entre els invertebrats n'hi ha de depredadors i de superpredadors (consumidors de depredadors); per aquesta raó, entre els invertebrats també s'estava produint una biomagnificació.

Al marge dels insectívors, una gran majoria de la resta d'espècies que varen patir aquesta davallada són depredadors d'ocells passeriformes migratoris i de peixos (s'ha de recordar, a més, que molts peixos consumeixen invertebrats, que els invertebrats es mengen entre si o s'alimenten de vegetals, i que els peixos es mengen entre si i també mengen altres vertebrats).

És a dir, els efectes d'aquests compostos començaven a demostrar que aquesta contaminació afectava més importantment aquells animals que s'alimentaven d'uns altres animals, i eren tant més importants, com més amunt de la piràmide alimentària es trobaven. És el que anomenem superdepredadors.

Potser la primera espècie en la qual es varen percebre els efectes de la contaminació va ser el falcó pelegrí (Newton, 1979 i 1988). Les seves poblacions s'enfonsaren dramàticament durant els anys 50 a 70, i va ser molt evident, ja que es tracta d'una espècie cosmopolita. Els estudis van demostrar que determinats pesticides (principalment el DDT) es trobaven al darrere d'aquesta situació. Entre els efectes produïts destacava el que la closca s'aprimava considerablement, fent inviàbles els ous que ponia als nius. Aquests productes els ingeria amb els ocells insectívors dels quals s'alimenta principalment. El fet que molts eren migratoris, també va posar de manifest que els efectes dels contaminants podien traslladar-se molt més enllà de les zones de producció, aplicació o alliberament.

1.1

Conceptes

Cal entendre, però, què és en realitat la contaminació. Moriarty (1984) defineix com a contaminant tota aquella substància que es troba a l'ambient com a resultat de les activitats humanes, i que té un efecte nociu envers els éssers vius. Hi ha unes altres definicions molt concordants (Holdgate, 1979; Ramade, 1979). Aquests últims anys s'ha ampliat aquest concepte, ja que també podem incloure com a contaminants aquells productes que afecten una espècie deixant-la sense aliment. En el cas concret de la llúdriga, per exemple, Mason (1989) l'ha definida com la introducció a l'ambient de substàncies responsables de danyar-la directament o en els seus recursos.

Això amplia el concepte, ja que un contaminant pot afectar un animal de formes diferents:

1. Directament i ràpida per ingestió, sovint amb una mort sobtada (verí i enverinament).

2. Directament i progressiva en incorporar una dosi insuficient per a matar-lo però que pot començar a afectar-lo a mesura que s'assoleix un llindar determinat

3. Indirectament i progressiva en obtenir aquesta contaminació no directament, sinó dels teixits de les seves preses, en les quals s'ha acumulat (vegeu més endavant).

4. Indirectament per desaparició dels organismes que constitueixen el seu aliment.

Precisament a l'apartat 3 es troben els tipus de substàncies que han tingut un efecte més negatiu i amagat i que tractarem tot seguit. Aquests compostos tenen una estructura química que els fa difícilment metabolitzables i eliminables del cos. Per aquesta raó, han d'ésser acumulats en els teixits. De forma general, els compostos s'acumulen progressivament amb la vida de l'individu. Els animals que s'alimenten d'aquests altres pateixen el mateix procés, però d'una forma més virulenta, ja que la dosi present en el seu aliment, és molt més elevada que la que tenen les seves preses en la dieta (ja que l'han acumulada). És a dir, que es produeix una acumulació del contaminant en cada salt de la cadena o xarxa alimentària o tròfica. Aquest fenomen es coneix com a bioacumulació o bioconcentració. És fàcil d'entendre que, a mesura que el contaminant passa per més nivells tròfics (és a dir, ha estat traspassat i acumulat en un major nombre de depredacions), els nivells que s'assoleixen en els teixits són més elevats, i els seus efectes negatius més probables i intensos. També és fàcil d'entendre, doncs, que els efectes poden ésser més grans en els depredadors i, per tant, també en l'home.

És per aquesta raó que nivells pràcticament indetectables en l'aigua o la terra es corresponen amb nivells incompatibles amb la presència de determinades espècies de depredadors.

1.2

Els compostos organoclorats i els metalls pesants

Quan parlem de contaminació, freqüentment pensem en aigües o ambients bruts, a on macroscòpicament podem detectar l'existència d'aquestes zones de baixa qualitat (així s'estableixen una sèrie d'índexs de contaminació). Però això no deixa de ser una impressió. La realitat és que una gran part dels contaminants més perillosos són transparents a l'aire, a la terra i a les aigües. Això és degut al fet que es tracta de substàncies d'efecte molt potent, fins i tot en

baixíssimes concentracions o nivells a l'ambient. Per aquesta raó se'ls denomina també microcontaminants.

Si bé n'hi ha molts tipus diferents, i molts es bioacumulen, els diversos estudis realitzats arreu del món sobre el seu efecte envers la fauna i els ecosistemes, se centren amb gran freqüència en els compostos organoclorats (en endavant OC) i en els metalls pesants. Aquests són els que tractarem, però no són els únics; i de molts, només recentment hem començat a pensar en el seu possible efecte negatiu.

Com el seu nom indica, els OC es caracteritzen per la presència d'àtoms de clor. Aquest element i la seva estructura els confereix la toxicitat, essent aquesta més gran com més gran és el nombre d'àtoms de clor. Es tracta genèricament de molècules difícilment i lenta metabolitzables, raó per la qual s'acumulen en els teixits de lípids. Això últim és degut al seu caràcter lipòfil i liposoluble. Són, doncs, substàncies que s'acumulen precisament en els teixits de reserva; per aquesta raó, són mobilitzades durant els períodes de debilitat i de reproducció, quan més necessaris són els greixos. El seu efecte s'afegeix sovint al d'unes altres causes i és també especialment greu en els moments de reproducció.

Existeixen dos tipus principals d'OC: els uns d'origen industrial i els altres aplicats a l'agricultura i el medi com a biocides (pesticides). Els primers es troben representats pels policlorobifenils o PCB, i foren sintetitzats per primera vegada el 1881, tot i que no se'n va iniciar l'ús industrial fins la dècada dels anys 30. Són utilitzats en molts processos com a lubricants no inflamables en sistemes de transferència de calor, lubricants hidràulics, transformadors, plastificadors, additius del petroli, etc.; és a dir, els podem trobar arreu. L'estructura bàsica la constitueixen dos anells fenils a on els radicals poden ésser substituïts per diferents combinacions de clors. Existeixen 209 possibilitats d'entre un i deu àtoms de clor; la seva toxicitat s'incrementa amb el nombre d'aquests àtoms. Els PCB són uns dels compostos orgànics més estables que es coneixen.

L'altre gran grup d'OC el constitueixen els primers pesticides que es varen utilitzar de forma intensiva. Entre aquests destaquen els aldrins, els dieldrins, el benzè hexacloride (o HCH o BCH, que inclou un gamma-isòmer, el lindà), l'heptaclor i els DDT (conjunt d'isòmers i d'estats de degradació del DDT a DDD i a DDE). Aquestes substàncies tenen una estructura variable, però amb unes característiques comunes, entre les quals destaquen la presència d'àtoms de clor i anells de tipus orgànic. La majoria ja foren sintetitzades durant el segle XIX, però la seva aplicació no es va estendre fins a la primera meitat

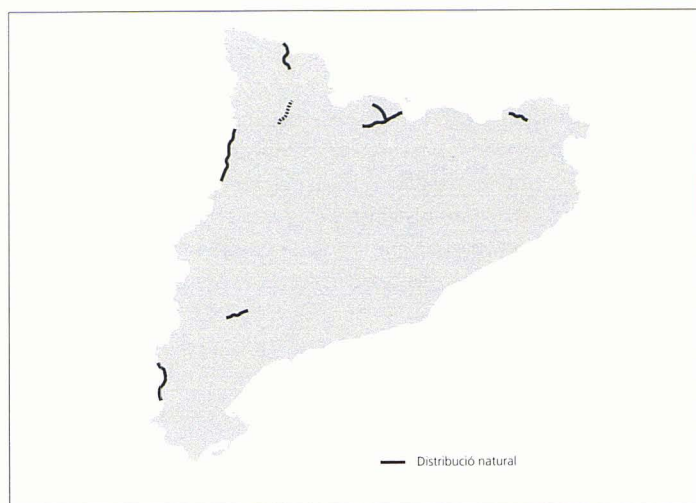


Fig. 1. Distribució de la llúdriga a Catalunya l'any 1985

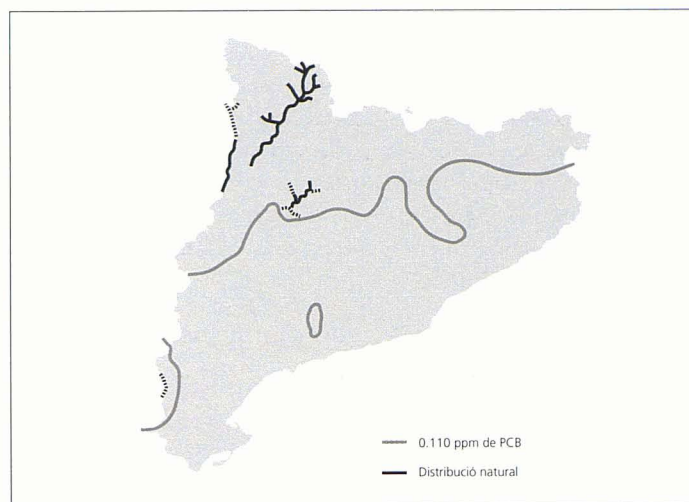


Fig. 2. Distribució de la llúdriga a Catalunya l'any 1989

del segle XX, especialment durant els anys 40. Van començar a ésser utilitzades de forma massiva per al control de la malària, el tifus i algunes altres plagues. Les primeres restriccions als Estats Units no es varen prendre fins l'any 1963, quan els efectes nocius ja eren prou evidents.

Els altres compostos bioacumulables són els metalls pesants, principalment el mercuri (Hg) i el plom (Pb). Es tracta d'elements naturals, però que a la biosfera es troben en nivells baixos. L'home els ha fet anormalment alts en molts casos a causa del seu ús generalitzat (per exemple en bateries, formant part de municions, en canonades, en termòmetres, en vehicles, com a protectors, etc.).

1.3

Efectes d'aquests compostos

Els efectes d'aquestes substàncies són variats (Novak *et al.*, 1987; McBee i Bickham, 1990; Mason, 1989; Smit *et al.*, 1994). En els mamífers s'han destacat lesions dèrmiques, malformacions, immunotoxicitat (immunodeficiència), increment de la susceptibilitat a les malalties, canvis fisiològics, mutacions, defectes en els cromosomes, danys hepàtics, úlceres intestinals, atròfia del timus, pèrdua de pes, arteriosclerosi, teratogenicitat, toxicitat reproductiva i modificacions de comportament (per exemple pèrdua de l'orientació, problemes nerviosos). Però, entre tots aquests, els que més afecten les poblacions animals són els que determinen la manca de reproducció, la mort prematura de les cries o la mort dels individus abans de reproduir-se.

A casa nostra en tenim diversos exemples. Els membres de l'equip de Cetacis de la Universitat de Barcelona (Departament de Biologia

Animal) varen demostrar que l'epizoòtia que va produir una gran mortaldat de dofins llistats (*Stenella coeruleoalba*) a la Mediterrània occidental durant els anys 1990 i 1991, va ésser produïda per un morbilivirus afavorit per una immunodeficiència determinada per nivells anormalment elevats de PCB i DDT en el teixit adipós (Aguilar *et al.*, 1991): mitjana de 846 ppm o µg/kg de PCB respecte de la fracció lipídica (rang: 6 - 2965); en els anys anteriors i posteriors a l'epizoòtia la mitjana fou de 314 ppm. Pels DDT, els valors foren de 456 ppm i 156 ppm respectivament.

Quant a la reproducció, s'han realitzat estudis de laboratori amb visons americans (*Mustela vison*), animal de la mateixa família que la llúdriga i similars hàbitats, encara que de mides més petites. En aquests laboratoris se'ls alimentava amb preses que contenien dosis conegudes de PCB (Aulerich i Ringer, 1977; Jensen *et al.*, 1977; Kihlström *et al.*, 1992; Leonards *et al.*, 1994). Es va demostrar que una alimentació que determinés la presència en els seus teixits d'uns nivells de 50 ppm de PCB respecte a la fracció lipídica determinava una reducció del 50% en el nombre de cries; aquesta pèrdua d'eficiència biològica (nombre de cries per ventrada) és progressiva i depèn de la ingestió d'OC: dosis superiors a 2-5 ppm en la dieta fan que les femelles dels visons deixin de reproduir-se.

1.4

Nivells dels compostos organoclorats en les espècies animals: les preses

Des del Servei de Protecció i Gestió de la Fauna, en col·laboració amb el Departament de Biologia Animal de la Universitat de Barcelona i amb la

Federació Catalana de Caça, varem desenvolupar un estudi que determinés els nivells de compostos organoclorats en els teixits dels nostres peixos de riu i del conill de bosc (*Oryctolagus cuniculus*) (López-Martín *et al.*, 1995; Pasquina *et al.*, 1993). En ambdós casos, els objectius eren dobles. En primer lloc avaluar els nivells existents de cara al consum que fan els humans dels principals productes de la pesca i la caça. En segon lloc avaluar també quina era la possible toxicitat d'aquestes substàncies envers determinades espècies de depredadors amenaçades, i com podien afectar-ne la distribució; aquestes espècies eren principalment la llúdriga depredadora de peixos, i els ocells rapinyaires, que ho són dels conills.

Els nivells d'OC foren determinats en els teixits musculars, i eren clarament més elevats en els dels peixos que en els dels conills (taula 1). Això és un resultat habitual en aquest tipus de comparacions: els rius i les masses d'aigua són molt més susceptibles a la contaminació, ja que en són receptors i acumulen la contaminació de tota la conca hidrogràfica en un tram o en un volum molt reduïts. En els ambients terrestres els nivells depenen més de l'aplicació concreta que se'n faci; a més, són rentats per l'aigua de pluja que els porta fins als rius.

En el cas de les aigües catalanes els nivells mitjans en els peixos foren de 17,841 ppm respecte de la fracció de lípids. Aquests nivells mitjans indiquen que la contaminació organoclorada era aleshores moderadament elevada a les zones en les quals pràcticament no n'hi havia, enfront d'unes altres en les quals els peixos presentaven nivells de 259,0 ppm (nivells que per si mateixos ja podrien afectar un home o una llúdriga sense necessitat de biomagnificació).

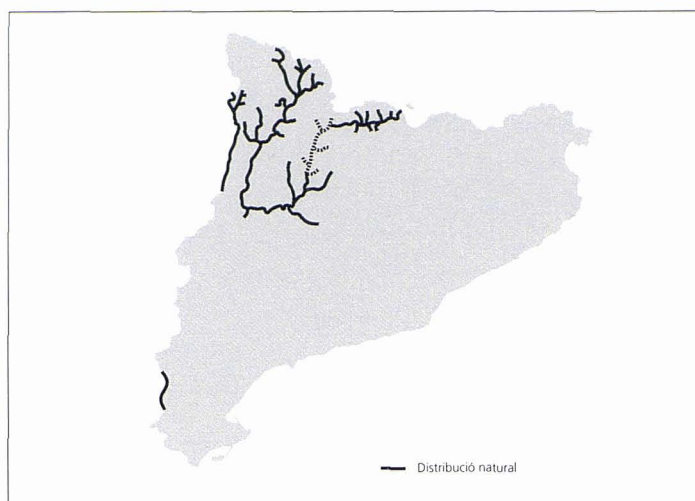


Fig. 3. Distribució de la llúdriga a Catalunya l'any 1994

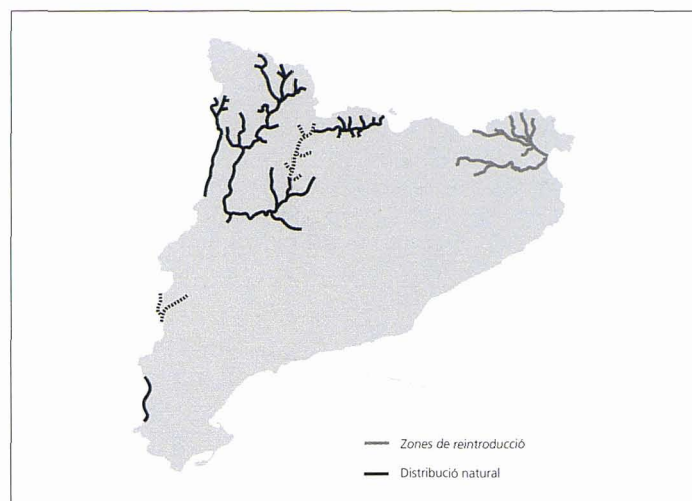


Fig. 4. Distribució de la llúdriga a Catalunya l'any 1997

En els resultats destaquen una sèrie de conclusions. En primer lloc, que els rius més contaminats pels OC a Catalunya eren l'Ebre (exceptuant-ne les llacunes del Delta) i el Ter més avall del Pastoral.

En segon lloc, en els anys 1990-1992, els compostos organoclorats més preocupants a Catalunya eren els PCB, d'origen principalment industrial. Els pesticides organoclorats havien disminuït als ecosistemes fluvials; i s'hi trobaven nivells relativament elevats únicament en el cas dels DDT.

A grans trets es demostrava que la prohibició de l'ús dels pesticides bioacumulables (Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, 1992) anava donant els seus fruits. L'única excepció la constituïen, doncs, els DDT, amb nivells mitjans de 9,93 ppm respecte de la fracció de lípids (i màxims de 183,1 al riu Ebre). És ben cert que en molts casos la ratio DDE/DDT demostrava que la majoria de compostos es trobava en les formes degradades de DDE i en unes altres formes molt més inertes i molt menys tòxiques a causa d'una aplicació relativament antiga a Catalunya. Però en algunes zones del territori se n'observava una aplicació recent, que coincidia amb els resultats obtinguts amb els conills en entorns terrestres. En alguns trams fluvials concrets, i com a conseqüència d'aplicacions concretes, els nivells de tHCH (entre els quals es troba especialment el lindane) eren elevats, però ultrapassant les 8 ppm respecte de la fracció de lípids tan sols en un 9% dels 43 trams estudiats a Catalunya.

Tal com hem vist, els nivells d'OC, en general, continuaven essent alts a les parts baixes dels rius, però mostraven, en conjunt, nivells més bai-

xos que els que havien estat assenyalats a Europa i Amèrica del Nord durant les dècades dels 70-80 (WHO, 1980; Schmitt *et al.*, 1981, 1983 i 1985; Amodio-Cochieri i Arnese, 1988).

2 La distribució de la llúdriga fins al 1988

Durant els anys 1984 i 1985 va tenir lloc el primer sondeig (cens de distribució) de la llúdriga a l'estat Espanyol. Arran d'això, la distribució d'aquest mustèlid va ésser establerta amb força precisió per primera vegada a Catalunya. El nostre territori i les zones properes del territori aragonès (conques del Cinca i del Matarranya) també foren prospectades pel nostre equip (Ruiz-Olmo, 1995).

La situació va resultar considerablement preocupant (fig. 1). Si a començament de segle la llúdriga es trobava a qualsevol massa i corrent d'aigua catalana i a començament de la dècada dels anys 50 es podia trobar fins i tot a la desembocadura del riu Llobregat, l'any 1985 les coses eren ben diferents. Tan sols subsistia en un tram de 30 km de la Noguera Ribagorçana, alguns exemplars ocupaven la capçalera de la Noguera Pallaresa, pocs més ho feien a l'Algars (la Terra Alta), entre Terol i Tarragona, i exemplars aïllats sobrevivien a l'alta Muga (1-2 animals), l'alt Segre (<10 exemplars) i el Montsant (4-10 animals).

L'any 1987, des del Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, es va endegar un programa de conservació de la llúdriga, en el qual s'inseria un protocol de seguiment de la població. L'any 1989 ja havia desaparegut de la Muga, de l'alt Segre, de l'Algars i del Montsant, i va arribar a un dels seus pitjors moments (tot i

que s'havia començat a recuperar a la Noguera Pallaresa i s'havia detectat al Segre mitjà; fig. 2).

Aquest procés de regressió tan dramàtic i ràpid havia estat simultani en una gran part dels països de l'Europa occidental, principalment en aquells més desenvolupats i contaminats (Mason i Macdonald, 1986; Macdonald i Mason, 1994). Els OC foren els compostos més responsables d'aquesta situació, principalment els PCB, encara que a Anglaterra, el producte que segurament va tenir més influència va ésser un pesticida, la dieldrina, i en molts altres llocs, principalment durant els anys 50 i 60, el DDT i el lindane havien tingut un paper importantíssim. Però hi havia zones en les quals la llúdriga havia desaparegut en comarques no industrials i no agrícoles i, per tant, les possibilitats que s'hi aboquessin aquests tipus de productes eren ben poques. També hi havia zones productores i que utilitzaven aquests contaminants on la llúdriga subsistia.

El 1989, Macdonald (1991) presenta una nova teoria que explica aquesta situació. Els OC són microcontaminants que són arrossegats molt fàcilment pel vent. La distribució de la llúdriga a Europa s'explicava el 1989 molt fàcilment per la distribució dels principals nuclis productors i aplicadors d'aquests contaminants i els règims dels principals vents. Per exemple, la llúdriga va desaparèixer dels Alps, de la Selva Negra o de Bèlgica per causa de les indústries alemanyes, holandeses i angleses. Això explica, en part, la desaparició de la llúdriga en determinades zones de muntanya de Catalunya.

Per veure quin efecte podia tenir la contaminació dels PCB envers la llúdriga, vàrem comparar la seva distribució el 1989-90 amb els nivells

de PCB en els teixits de la seva presa principal a Catalunya: els peixos (entre el 96 i el 100% de la dieta anual; Ruiz-Olmo i López-Martín, 1994). A la fig. 2 s'observa que existia una adequació molt estreta entre ambdós paràmetres: la llúdriga viu a zones amb uns nivells inferiors a 0,11 ppm de PCB respecte del pes fresc (unes 10,84 ppm respecte de la fracció de lípids). Aquest és el llindar que explica millor la distribució de la llúdriga a Catalunya (encara que en realitat no podem oblidar uns altres aspectes com ara la disponibilitat d'aigua, la conservació de l'hàbitat o la presència d'aliment).

També es va veure que en algunes zones de Catalunya la llúdriga no existia en aquell moment, però els nivells de PCB en permetien l'existència. La interpretació que en vàrem donar inicialment (i després ha estat així), és que aquestes zones s'havien "netejat" o sanejat els darrers anys, ja que quan la llúdriga va desaparèixer dels trams, els nivells eren molt més elevats. Aquests trams eren principalment les conques de la Muga i del Fluvià (com a conjunt) i algunes zones de l'alt Ter i, fins i tot, de la conca del Llobregat. En aquesta situació es va centrar el programa de reintroducció de l'espècie a les dues primeres conques.

2.1

Nivells de compostos organoclorats i metalls pesants en els depredadors: valors de la biomagnificació

Durant els anys 1990 a 1995, el programa es va ampliar amb l'anàlisi de la contaminació en els teixits dels depredadors dels peixos, principalment llúdrigues i visons (europeu, *Mustela lutreola*, i americà, *M. vison*). Es va ampliar a unes altres zones, tot col·laborant també amb altres comunitats autònomes i amb el Dr. Miguel Delibes de l'Estació Biològica de Doñana (CSIC) (López-Martín *et al.*, 1994; Ruiz-Olmo *et al.*, 1995 i en premsa a i b; López-Martín i Ruiz-Olmo, 1996). En aquest cas, també es varen analitzar els nivells de metalls pesants.

Com a resum s'ha de dir que les llúdrigues ibèriques, i en concret les catalanes, van presentar nivells de metalls pesants molt baixos; els de mercuri, essent els més alts, no poden ésser culpats de la dramàtica regressió d'aquest animal. Aquests resultats varen reafirmar els PCB i uns altres OC, com a principals causants dels problemes d'aquest animal i les altres espècies.

D'altra banda, es va observar que les llúdrigues ibèriques presentaven nivells especialment alts de PCB, amb una mitjana de 78,30 ppm respecte de la fracció de lípids (superant les 50 ppm que s'ha demostrat que afecten el visó americà).

Ara bé, el rang era molt ampli: des de valors propers a 0 fins a màxims del sud de l'Estat espanyol de 1005,4 ppm (incompatibles pràcticament amb la vida). Només un 24% de les llúdrigues ultrapassaven la barrera dels 50 ppm.

Des d'un punt de vista territorial, les coses són encara més evidents. Els valors de contaminants OC en els teixits de les llúdrigues catalanes són clarament més reduïts que els de les altres zones de l'Estat espanyol i d'Europa (taula 2). També són reduïts en els visons americans analitzats procedents del Montseny i de la comarca de la Selva (mitjana de 13 ppm de PCB respecte de la fracció de lípids; rang 7,8 - 16,4).

Les llúdrigues de Catalunya i de les zones properes (Aragó), com les de les altres zones del nord de l'Estat, presenten nivells de PCB i de DDT molt més baixos que els del sud (Andalusia i Extremadura), cosa que demostra que les actuacions de prevenció d'entrada de contaminants a la biosfera i el seu sanejament i eliminació estan essent més tinguts en compte i són més eficients. Això té un efecte sinèrgic positiu entre àrees properes a causa de la manca de transport aeri d'aquestes substàncies (o la seva disminució).

Ara bé, aquesta tònica general de disminució global dels nivells no pot amagar l'existència de zones on els nivells de PCB i pesticides són especialment elevats encara actualment. L'únic visó europeu (mamífer més amenaçat d'Europa juntament amb el linx ibèric) analitzat a Catalunya, procedent del tram baix del riu Ebre, presentà uns valors elevadíssims, especialment de PCB (168,51 ppm respecte de la fracció de lípids).

2.2

La llúdriga com a bioindicador: resposta al sanejament de les nostres aigües

Els estudis sobre peixos i llúdrigues ens indiquen que la contaminació per OC a Catalunya va disminuint per efecte de la prohibició de l'ús de moltes substàncies o la seva substitució en determinats processos, per la seva recollida selectiva i el reciclatge, pel sanejament i per la disminució de la seva càrrega en els vents. Aquesta disminució és global, i ja ha estat demostrada en diversos països (Stout, 1986; Olsson i Reutegard, 1986; Bignert *et al.*, 1993).

S'ha vist com aquestes substàncies, nocives també per als humans, afecten d'una forma relativament immediata la llúdriga (havent afectat prèviament altres espècies). És, per tant, lícit pensar en aquest animal com a forma de detectar aquests llindars de contaminació, és a dir, per a utilitzar-la com a bioindicador (en aquest escrit no s'entra en el fet que també pot ser un bioin-

dicador de l'estat de conservació dels rius i els seus marges i de les poblacions de peixos).

Se l'ha presentada d'aquesta forma molt sovint, i com a tal se l'ha reintroduïda a les conques de la Muga i del Fluvià un cop les seves aigües han començat a trobar-se més sanejades. Però, a un bioindicador, se li ha d'exigir que funcioni en ambdós sentits. És a dir, que, a més de funcionar com a tal quan les coses van malament, ens serveixi també quan les coses van bé; en aquest cas, quan els rius millorin.

El programa de monitoratge de les poblacions de llúdriga ha continuat des del 1989 fins a la data, seguint-se l'evolució de les seves poblacions d'una forma estreta. Des d'aleshores s'ha recuperat d'una forma espontània a una part significativa del territori de Catalunya (fig. 3 i 4), essent a més un èxit la seva reintroducció a les conques de la Muga i del Fluvià (D. Saavedra, J. Sargatal i J. Ruiz-Olmo, inèdit). Així doncs, la llúdriga funciona com a bioindicador i, actualment, ens demostra que les actuacions realitzades comencen a donar els fruits, tot mostrant-nos el camí a seguir per a gaudir d'un país de qualitat

2.3

Epíleg. El Pla de recuperació de la llúdriga a Catalunya: afavorint els ecosistemes, els humans i les seves activitats

La Generalitat de Catalunya ha dissenyat el "Pla de recuperació de la llúdriga a Catalunya". Aquest constitueix un àmbit, un marc d'actuació i coordinació en el qual intervenen diferents departaments i algunes altres entitats, amb la finalitat de conservar i fomentar la recuperació de l'espècie, sensibilitzar sobre la seva problemàtica, les seves característiques i la seva importància com a bioindicador, i fer-ne la divulgació.

Però, per què tant d'interès i tants esforços en una espècie animal? Indubtablement es tracta d'una espècie emblemàtica, que constitueix una immillorable senyera de les polítiques de conservació. Així s'ha vist en molts països d'Europa. Per exemple, el Consell d'Europa la va escollir com a emblema i logotip del Conveni de Berna i de la seva política de conservació. És normal si recordem com s'imbrica aquest animal en els ecosistemes: és una peça sensible, bioindicadora.

Per aquesta mateixa raó, l'evolució de les seves poblacions ens dona indicis i ens posa sobre la pista del que està succeint amb unes altres espècies que varen seguir el mateix camí per causes similars o, fins i tot, idèntiques. Les poblacions de l'agró roig, el bernalet pescaire, els

martinets, els blauets, els falcons pelegrins i molts altres, s'estan recuperant i la reducció dels nivells de contaminants són la causa principal en aquests casos (ajudada per les mesures globals de conservació).

Però si amb tot això no n'hi ha prou ja per a convèncer els qui consideren una frivolitat i una pèrdua de temps o de recursos la conservació de la fauna i de la biodiversitat en general (conceptes i directrius ja assumides per la nostra societat), és perquè existeixen uns criteris utilitaristes que no admeten discussió.

La llúdriga i els programes de seguiment de contaminants en els peixos i en els altres animals, ens permeten comprovar que els nostres rius tenen cada dia aigües més netes i que es troben en un procés de recuperació que ens beneficia a tots. Aconseguir que aquest animal hi torni i hi visqui és fer que també ho facin els altres, que es reestructuri l'ecosistema; és assegurar-nos que el riu o el llac s'acabi trobant en unes condicions saludables.

Un país modern, desenvolupat, ha d'ésser un país de qualitat en tots els sentits. Així, la conservació en general, i de la llúdriga en concret, no es tracta només de la protecció d'espècies amenaçades. El pla de recuperació de la llúdriga té una sèrie d'idees conductores. Una d'aquestes és: pescador i llúdriga són aliats naturals; tenen els mateixos objectius i els mateixos problemes. La presència de la llúdriga en un riu és netedat, natura, equilibri ecològic, pesca, lleure, espai verd, ... en definitiva qualitat de vida.

El pas següent és no separar el sanejament d'una gestió integrada i amb una visió més conservacionista dels marges, la vegetació, els espais naturals protegits i el medi natural en general ■

REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- AGUILAR, A., A. BORRELL, N. CALZADA, J. FORCADA i E. GRAU (1991). *La epizootia del delfin listado de 1990*. Ministerio de Agricultura, Pesca y alimentación (ICONA), Madrid. 125 pp.
- AMODIO-COCHIERI, R. i A. ARNESE (1988). *Organochlorine pesticide residues in fish from Southern Italian rivers*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 40: 233-239.
- AULERICH, R.J. i R.K. RINGER (1977). *Current status of PCB toxicity to mink and effect on their reproduction*. Arch. Environ. Contam. and Toxicol., 6: 279-292.
- BIGNERT, A., A. GÖTHBERG, S. JENSEN, K. LITZEN, T. ODSJO, M. OLSON i L. REUTEGARDH (1993). *The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years pollution monitoring*. The Science of the Total Environment, 128: 121-139.
- DEPARTAMENT D'AGRICULTURA, RAMADERIA I PESCA (1992). *Guia de productes fitosanitaris. Generalitat de Catalunya*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. 216 pp.
- HOLDGATE, M.W. (1979). *A perspective of environmental pollution*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- JENSEN, S., J.E. KIHLSSTRÖM, M. OLSSON i J. ORBERG (1977). *Effects of PCB and DDT on mink (Mustela vison) during the reproductive season*. Ambio, 6: 239.
- KIHLSSTRÖM, J.E., M. OLSSON, S. JENSEN, A. JOHANSON, J. AHIBOM i A. BERGMAN (1992). *Effects of PCB and different fractions of PCB on the reproduction of the mink (Mustela vison)*. Ambio, 21: 563-601.
- LEONARDS, P.E.G., SMIT, M.D., de JONGH, A.W.J.J i VAN HATTUM, B. (1994). *Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (Mustela vison)*. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam, 50 pp.
- LÓPEZ-MARTÍN i RUIZ-OLMO (1996). *Organochlorine Residue Levels and Bioconcentration Factors in Otters (Lutra lutra L.) from Northeast Spain*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 57: 532-535.
- LÓPEZ-MARTÍN, J.M., J. RUIZ-OLMO i A. BORRELL (1995). *Levels of Organochlorine Compounds in Freshwaters Fish from Catalonia, N.E. Spain*. Chemosphere, 31(6): 3523-3535.
- LÓPEZ-MARTÍN, J.M., J. RUIZ-OLMO i S. PALAZÓN (1994). *Organochlorine Residue Levels in the European Mink (Mustela lutreola) in Northern Spain*. Ambio, 23(4-5): 294-295.
- MCBEE, K. i J.W. BICKHAM (1990). *Mammals as Bioindicators of Environmental Toxicity*. Current Mammalogy, 2: 37-88.
- MACDONALD, S.M. (1991). *The status of the otter in Europe*. En: Proceedings V. Int. Otter Coll. Hankensbüttel 1989, (C. Reuther & R. Röchert, ed.), Habitat, 6: 1-3.
- MACDONALD, S.M. i C.F. MASON (1994). *Status and conservation needs of the otter (Lutra lutra) in the Western Palearctic*. Council of Europe. 66 pp.
- MASON, C.F. (1989). *Water pollution and otter distribution: a review*. Lutra, 32(2): 97-131.
- MASON, C.F. i MACDONALD, S.M. (1986). *Otters. Ecology and Conservation*. Cambridge Univ. Press. 236 pp.
- MORIARTY, F. (1984). *Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems*. Academic Press, Inc. Ltd., London.
- NEWTON, I. (1979). *Populations and Ecology of Raptors*. Ed. Poyser, London.
- NEWTON, I. (1988). *Changes in the status in the peregrine falcon in Europe: an overview*. En: Peregrine Falcon population: their management and recovery (T. Cade, J. Endeeon, C. Thelander i M. White, Eds.), The Peregrine Falcon Fund., Inc., Idaho, pp. 227-235.
- NOVAK, M., J.A. BAKER, M.E. OBBARD i B. MALLOCH (1987). *Wild Fubearer Management and Conservation in North America*. Ministry of Natural Resources, Ontario.
- OLSSON, M. i L. REUTEGARD (1986). *DDT and PCB Pollution Trends in the Swedish Aquatic Environment*. Ambio, 15(2): 103-109.
- PASQUINA, M.A., J. RUIZ-OLMO i J. NADAL (1993). *Presència de productes organoclorats en el teixit muscular del conill de bosc (Oryctolagus cuniculus) a Catalunya. Període 1991-1992*. En: Informe sobre l'estat sanitari del conill de bosc (Oryctolagus cuniculus) a Catalunya. Període 1991-92. Direcció General del Medi Natural (DARP), Barcelona, pp. 53-98.
- RAMADE, F. (1979). *Ecotoxicologie*. 2n Ed., Ed. Masson, Paris.
- RUIZ-OLMO, J. (1995). *Estudio bionómico sobre la nutria (Lutra lutra L., 1758) en aguas continentales de la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- RUIZ-OLMO, J. i LOPEZ-MARTIN, J.M. (1994). *Otters and Pollution in North-East Spain*. En: Seminar on the Conservation of the European Otter (Lutra lutra). Leeuwarden, the Netherlands, 7-11 June 1994, pp. 144-146.
- RUIZ-OLMO, J., J.M. LÓPEZ-MARTÍN, i M. DELIBES (1995). *Organochlorine Residue Levels in Otters (Lutra lutra) from Spain*. En: Proceedings VI International Otter Colloquium, Pietermaritzburg (South Africa), September 1993 (C. Reuther & D. Rowe-Rowe, Eds.). Habitat, 11: 104-106.
- RUIZ-OLMO, J., J.M. LÓPEZ-MARTÍN, i M. DELIBES (en premsa), a. *Otters and pollution in Spain*. Symp. Zool. Soc. Lond.
- RUIZ-OLMO, J., J.M. LÓPEZ-MARTÍN i S. PALAZÓN (en premsa), b. *Presència i biomagnificació de compostos organoclorats en ecosistemes fluvials del Montseny*. En: III Jornades Naturalistes del Montseny, Diputació de Barcelona.
- SCHMITT, C.J., J.L. LUDKE i D. WALSH (1981). *Organochlorine residue in fish, 1970-74: National Pesticide Monitoring Program*. Pestic. Monit. J., 14: 136-206.
- SCHMITT, C.J., M.A. RIBICK, J.L. LUDKE i T.W. MAY (1983). *Organochlorine residues in freshwater fishes, 1976-1979: National Pesticide Monitoring Program*. US Fish and Wildlife Service, Resource Publ., 152, Washington, DC, 62 pp.
- SCHMITT, C.J., ZJICEK i M.A. RIBICK (1985). *National Pesticide Monitoring Program: Residues in organochlorine chemicals in freshwater fish, 1980-81*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 14: 225-260.
- SMIT, M.D., P.E.G. LEONARDS, B. VAN HATTUM i A.W.J.J. DE JONGH (1994). *PCBs in European otter (Lutra lutra) populations*. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam, 45 pp.
- STOUT, V. (1986). *What is happening to PCBs? Elements of the environmental monitoring as illustrated by an analysis of PCBs trends in terrestrial and aquatic organisms*. En: PCBs and the Environment. vol. II (J.S. Waid, Ed.). CRC Press, Boca Raton, USA.
- WORLD HELATH ORGANIZATION (1980). *Chemical trends in wildlife -An international cooperative study*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD). Paris, 1980.