

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres

Relatório Técnico-Científico

Uso de agrotóxicos no Cerrado e Pantanal e efeitos tóxicos na avifauna

Cabedelo, PB

2026

Versão 2.0

Ponto Focal no CEMAVE
Priscilla Prudente do Amaral

Autoria
Isabele Baima Ferreira Freitas

Equipe
Isabele Baima Ferreira Freitas
Silvia Nery Godoy
Mauricio Cavalcante dos Santos
Priscilla Prudente do Amaral

Relatório Técnico-Científico

Uso de agrotóxicos no Cerrado e Pantanal e efeitos tóxicos na avifauna

Relatório de pesquisa vinculado ao
Plano de Ação Nacional para
Conservação (PAN) das Aves do
Cerrado e Pantanal.

Cabedelo, PB

2026

Versão 2.0

1 Introdução

O Cerrado e o Pantanal integram uma das regiões de maior importância global para a conservação de aves, abrigando, respectivamente, cerca de 837 e 582 espécies em um contexto de rápida conversão de habitats e intensificação do uso da terra (ICMBio, 2015; Guerra et al., 2020). Nas últimas décadas, a bacia do Alto Rio Paraguai, que drena extensas áreas de Cerrado e alimenta o Pantanal, passou por um processo acelerado de expansão agropecuária, totalizando cerca de 58% da bacia sob uso antrópico em 2024 (MapBiomass, 2026). Esse avanço veio acompanhado de um aumento expressivo no uso de fertilizantes e agrotóxicos no entorno e na planície pantaneira, refletidos na autorização de 195 ingredientes ativos de agrotóxicos para uso somente na soja, a maior *commodity* agrícola do Brasil (Agrofit, 2024; Roque et al., 2021). Modelagens de mudança de uso da terra indicam que, mantendo-se a trajetória atual, o volume total de agrotóxicos na bacia poderá crescer 9% até 2050, com incrementos projetados de 38 a 54% especificamente na planície alagável do Pantanal, ao mesmo tempo em que menos de 10% do bioma se encontra formalmente protegido (Roque et al., 2021). Considerando a conexão hidrológica funcional entre os planaltos agrícolas e a planície pantaneira, sedimentos e contaminantes mobilizados a montante tendem a ser transportados e redistribuídos para a planície pantaneira, aumentando o risco de exposição para a biodiversidade, incluindo aves aquáticas e terrestres (Strassburg et al., 2017).

As aves podem ser expostas aos agrotóxicos por meio da ingestão de sementes tratadas, consumo de invertebrados e frutos contaminados, ingestão de água com resíduos de agrotóxicos, contato dérmico durante o forrageio em áreas recém pulverizadas, inalação de aerossóis e, ainda, via transferência materna de contaminantes para ovos e filhotes (Moreau et al., 2022). As características fisiológicas das aves, como altas taxas metabólicas, que exigem um consumo frequente de alimento e água, baixo peso e tegumento fino, tornam-nas ainda mais sensíveis à exposição e caracterizam-nas como sentinelas ambientais, capazes de refletir a qualidade do ambiente (Vicente and Guedes, 2021). Estudos com espécies de aves de áreas agrícolas de Europa e da América do Norte evidenciam declínios acentuados de aves de áreas abertas e de cultivo, associados à intensificação agrícola e ao uso de agrotóxicos, com efeitos sobre a sobrevivência, a fisiologia, o comportamento, o sucesso reprodutivo e a dinâmica populacional (Moreau et al., 2022). Esses efeitos podem, ainda, se desdobrar em efeitos geracionais com consequências para a dinâmica populacional e para a estrutura das comunidades (Walker et al., 2012).

A maioria dos estudos que avaliam a exposição de agrotóxicos na avifauna concentra-se em ambientes temperados, havendo uma lacuna significativa de informações para zonas tropicais, especialmente em zonas inundáveis como o Pantanal. Os impactos potenciais sobre as aves do Cerrado e Pantanal são particularmente preocupantes diante do papel ecológico que essas espécies desempenham na manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais, que incluem controle de invertebrados, dispersão de sementes, polinização, ciclagem de nutrientes e remoção de carcaças (Whelan et al., 2008). Reconhecendo essa relevância e a crescente pressão antrópica sobre a biodiversidade, o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves do Cerrado e Pantanal (PAN Aves do Cerrado e Pantanal) identifica 35 táxons nacionalmente ameaçados de extinção e estabelece como uma de suas ações compreender os efeitos dos agrotóxicos sobre a avifauna desses biomas (ICMBio, 2015). Portanto, este relatório tem como objetivos apresentar uma síntese específica sobre vias de exposição, grupos químicos de maior risco e espécies prioritárias potencialmente afetadas por agrotóxicos e contempladas pelo PAN Aves do Cerrado e Pantanal, a fim de subsidiar ações de manejo, monitoramento e conservação da avifauna.

2 Vias de exposição

Diversas espécies de aves habitam regiões agrícolas em que a aplicação de agrotóxicos é frequente, podendo ser expostas por múltiplas vias. As vias de exposição dependem diretamente dos hábitos ecológicos, fisiologia e estágio de vida de cada espécie. A exposição pode ocorrer de forma direta, durante ou imediatamente após a pulverização dos agrotóxicos, ou indireta, por meio do contato com resíduos persistentes no ambiente e na cadeia alimentar. As principais vias de exposição são detalhadas a seguir (de acordo com Moreau et al., 2022).

2.1 Ingestão (via oral)

A ingestão é considerada a rota primária e mais provável de exposição para a avifauna e ocorre por meio de diferentes fontes.

- **Alimentos contaminados:** as aves possuem dieta variada, podendo consumir grãos, frutos e sementes que receberam aplicação direta ou sistêmica de agrotóxicos (tratamento de sementes), assim como invertebrados contaminados. Aves granívoras, por exemplo, correm

alto risco ao ingerir sementes tratadas com revestimentos químicos (neonicotinoides e fungicidas), que permanecem na superfície do solo após o plantio.

- **Presas contaminadas:** espécies carnívoras e insetívoras sofrem intoxicação secundária ao consumirem insetos, minhocas, pequenos mamíferos ou peixes que acumularam resíduos em seus tecidos. Aves de topo de cadeia são mais prováveis de serem expostas via bioacumulação e biomagnificação ao ingerir presas contaminadas.
- **Água:** A ingestão de água contaminada, oriunda especialmente de fontes próximas a áreas agrícolas que recebem escoamento superficial carregado de resíduos, representa uma via crítica.
- **Grânulos e sedimentos:** algumas aves confundem formulações granuladas de agrotóxicos com sementes ou as ingerem intencionalmente como cascalho (*grit*) para auxiliar na digestão.
- **Comportamento de alisamento (*preening*):** este comportamento, essencial para a manutenção das penas, é uma via de exposição secundária significativa. Ao alisarem as penas com o bico, as aves acabam ingerindo resíduos químicos que se depositaram na plumagem por contato direto com a vegetação ou por deriva atmosférica.

2.2 Contato dérmico e absorção percutânea

A exposição dérmica ocorre quando as aves pousam em superfícies tratadas (folhagens, galhos ou solo) ou são atingidas diretamente por gotas durante a pulverização aérea ou terrestre. Algumas características são consideradas importantes nesta via de exposição, listadas a seguir.

- **Permeabilidade:** as aves possuem um tegumento fino que facilita a absorção de agrotóxicos.
- **Mucosas ou pele:** a absorção por membranas mucosas (olhos, boca) ou pele das pernas também é uma rota rápida de entrada para agrotóxicos altamente solúveis.
- **Toxicidade relativa:** Para certos compostos, a via dérmica pode ser mais tóxica do que a via oral.

2.3 Inalação de aerossóis

A exposição por via respiratória ocorre durante ou logo após a aplicação dos agrotóxicos nas culturas. Embora seja mais crítica nos períodos logo após a pulverização, a inalação de partículas suspensas no ar (poeira contaminada ou evaporação do solo) também contribui para a carga tóxica total.

2.4 Exposição embrionária e no ninho (pré e pós-eclosão)

O desenvolvimento inicial é uma janela de vulnerabilidade extrema, e a exposição nesta fase podem ocorrer da seguinte forma.

- **Transferência materna (*in ovo*):** agrotóxicos lipofílicos (como organoclorados e alguns organofosforados) estocados nos tecidos gordurosos das fêmeas são transferidos para a gema do ovo durante sua formação.
- **Contaminação da casca:** ovos podem ser contaminados externamente por pulverização direta no ninho ou pelo contato com as penas contaminadas dos pais durante a incubação, permitindo que as substâncias atravessem a casca e as membranas coriônicas.
- **Pós-hatch:** filhotes em ninhos próximos a lavouras podem ser expostos por meio da dieta fornecida pelos pais ou pelo contato direto com resíduos no material do ninho.

3 Efeitos tóxicos dos agrotóxicos em aves

O impacto dos agrotóxicos nos indivíduos depende da complexa combinação do modo de exposição, do modo de ação, da toxicidade e da concentração dos agrotóxicos, assim como do estágio de exposição (embrião, filhote ou adulto) e da repetição da exposição (exposição aguda *versus* crônica) (Moreau et al., 2022). Também é altamente dependente das sensibilidades individuais e das características ecológicas das espécies (Walker et al., 2012). A ingestão de uma grande quantidade de agrotóxicos pode ser letal (efeitos agudos, a curto prazo), enquanto a exposição a quantidades menores pode provocar efeitos subletais (efeitos crônicos, a longo prazo). Os efeitos subletais referem-se a alterações fisiológicas, comportamentais, morfológicas, bioquímicas e reprodutivas (Moreau et al., 2022). Dentre os efeitos subletais, destacam-se:

- **Neurotoxicidade:** muitos agrotóxicos (como neonicotinoides e organoclorados) tem como modo de ação causar danos ao sistema nervoso, provocando ataxia (falta de coordenação motora), tremores e comprometimento das funções cognitivas, de aprendizado e de memória.
- **Desregulação endócrina:** agrotóxicos podem mimetizar ou bloquear hormônios, interferindo no crescimento e no desenvolvimento. Triazóis, por exemplo, reduzem os níveis de estradiol e alteram enzimas envolvidas na biossíntese de esteróis.
- **Estresse oxidativo:** aumentam a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), causando danos ao DNA e lesões em órgãos como o fígado e rins.
- **Imunossupressão:** substâncias como o imidacloprido e fipronil reduzem a resposta imunológica celular, tornando as aves mais suscetíveis a patógenos e doenças.
- **Afinamento da casca do ovo:** classicamente associado ao DDT e seus metabólitos (DDE), mas também observado com retardantes de chama e alguns fungicidas, resultando em quebra de ovos e falhas na eclosão.
- **Redução da fertilidade:** alterações na histologia testicular, redução da densidade de espermatozoides e atrofia de ovários.
- **Sucesso reprodutivo comprometido:** atraso no início da postura de ovos, redução no tamanho da ninhada e menor sobrevivência dos filhotes.
- **Teratogênese:** a exposição *in ovo* (no ovo) pode causar malformações no bico, esqueleto, coração e cérebro.
- **Comprometimento da migração:** pequenas doses de neonicotinoides prejudicam a capacidade de orientação e retardam a partida migratória devido à perda de peso e fadiga.
- **Mudança no cuidado parental:** pais expostos podem reduzir a frequência de alimentação dos filhotes ou alterar comportamentos de incubação.
- **Inanição:** a redução do apetite e a ataxia dificultam a busca por alimento, levando à perda de massa corporal.

Adicionalmente, o uso de agrotóxicos acarreta efeitos indiretos para as aves por meio da redução da disponibilidade de plantas nativas (fontes de sementes) e insetos, comprometendo a base alimentar, especialmente de espécies especialistas e durante o período de criação dos filhotes.

A Figura 1 resume as principais vias de exposição aos agrotóxicos, assim como os potenciais efeitos tóxicos subletais.

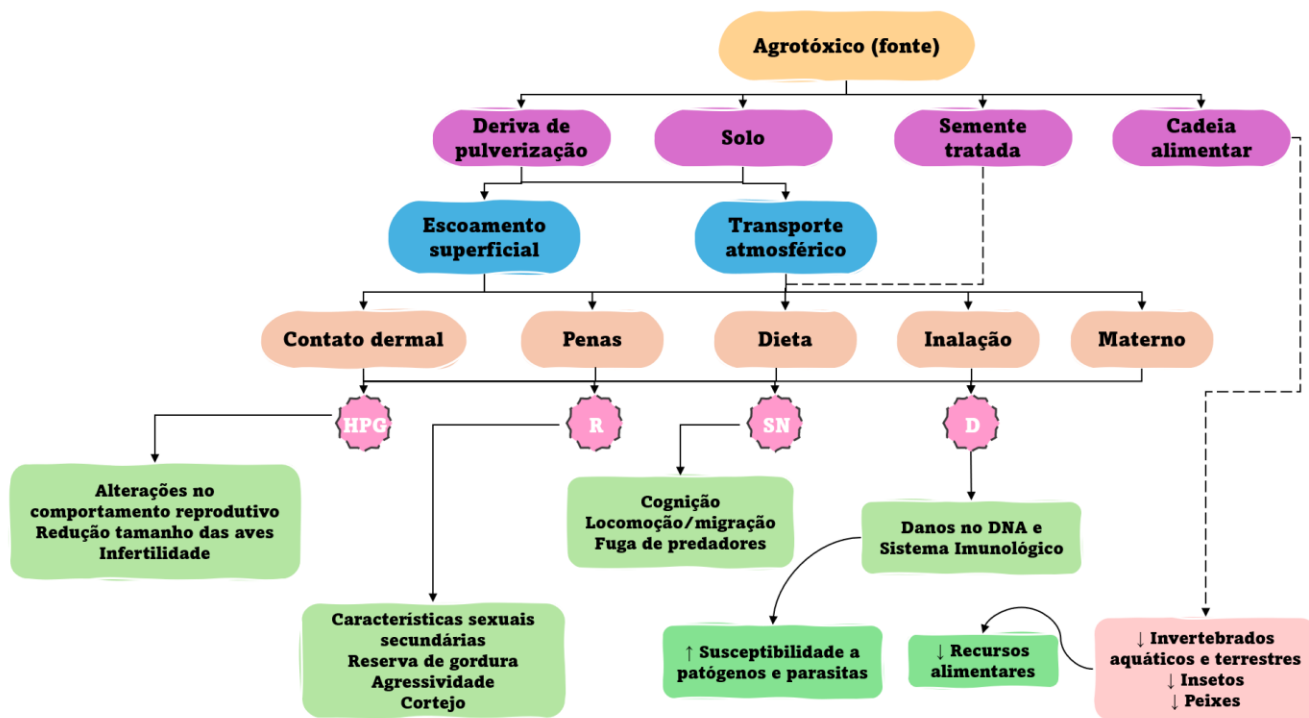


Figura 1 – Principais vias de exposição aos agrotóxicos no contexto das aves e efeitos tóxicos potenciais.

4 Principais grupos químicos de agrotóxicos que causam efeitos em aves

Os principais grupos químicos de agrotóxicos que representam ameaças críticas à avifauna incluem os organofosforados, os neonicotinoides, os organoclorados, os triazóis e herbicidas como o glifosato. Os organofosforados são altamente solúveis em água e facilmente absorvidos pelas membranas mucosas. Agrotóxicos deste grupo podem permanecer no ambiente por pelo menos três anos, e sua alta solubilidade em água permite que sejam rapidamente transportados do solo para a água, aumentando seu potencial de contaminação (González-Astudillo et al., 2016). Dentre os agrotóxicos mais utilizados no Cerrado e Pantanal, cinco pertencem ao grupo químico organofosforado (acefato, melationa, clorpirifós, fenitrotiona, profenofós).

Os organofosforados agem por meio da inibição irreversível da enzima acetilcolinesterase (AChE), o que resulta em hiperestimulação nervosa, falência cardiopulmonar e morte. Uma análise dos fatores de mortalidade para aves silvestres nos EUA, realizada durante 36 anos (1976 - 2012), aponta os compostos organofosforados como o fator mais comum para a mortalidade de aves adultas (González-Astudillo et al., 2016). Esses compostos foram encontrados em mais de 100 espécies de aves (González-Astudillo et al., 2016). No Pantanal, Vicente e Guedes (2021) documentaram pela primeira vez a morte três indivíduos de arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) devido à intoxicação pelo organofosforado Mevinfós (Phosdrin), detectado em níveis perigosos de 158,4 ppb no fígado das aves. Os autores Vicente et al. (2021) recomendam que o uso de qualquer organofosforado não seja feito em reservas ambientais ou em áreas adjacentes, especialmente em ecossistemas aquáticos sensíveis, como o Pantanal.

Os neonicotinóides, embora desenvolvidos para serem menos tóxicos que os organofosforados, causam graves efeitos subletais e estão ligados a declínios populacionais globais de aves (Hallmann et al., 2014; Li et al., 2020). Eles atuam como agonistas nos receptores nicotínicos de acetilcolina (nAChR), prejudicando a orientação migratória, a imunidade e o sucesso reprodutivo (Gibbons et al., 2015). Um estudo abrangente realizado no Texas detectou a presença de imidacloprido em mais de um terço das amostras de sangue de aves silvestres, sugerindo exposição contínua via sementes, solo e água (Anderson et al., 2023). Fuentes et al. (2024) reforçaram a persistência dos neonicotinóides, revelando que mesmo compostos banidos para uso agrícola (clotianidina, dinotefurano, nitenpiram, tiaclopride e tiametoxam) continuam sendo detectados no sangue de aves de diferentes níveis tróficos, incluindo espécies de topo de cadeia, como o gavião-vespeiro europeu e o tartaranhão-caçador, possivelmente via biomagnificação.

Mesmo níveis baixos de exposição a neonicotinóides podem ter efeitos significativos sobre aves canoras silvestres (Moreau et al., 2022). Por exemplo, pardais-de-coroa-branca (*Zonotrichia leucophrys*) apresentaram redução no consumo de alimentos, perda de massa e gordura e atraso no momento da partida após ingestão de sementes revestidas com imidacloprido (Eng et al., 2017). Já a espécie *Agelaioides badius*, com ocorrência no Pantanal, precisaria se alimentar em uma área menor que 60 m² para consumir uma dose letal de sementes tratadas com imidacloprido durante uma única refeição (Poliserpi et al., 2021).

Outro grupo preocupante no contexto das aves são os fungicidas triazóis. Devido à sua alta estabilidade, moderada lipofilicidade e meia-vida química e fotoquímica longas, os triazóis tendem a migrar e se acumular facilmente no solo e na água (Wang et al., 2016). Além disso, os triazóis são difíceis de degradar, sendo considerados poluentes orgânicos persistentes (Huang et al., 2021). Pesquisas mostram que os triazóis atuam como disruptores endócrinos; a ingestão de sementes tratadas com tebuconazol e flutriafol reduziu os níveis de estradiol e causou atrasos significativos de até 14 dias no início da postura de ovos da ave granívora *Alectoris rufa* (Fernandez-Vizcaíno et al., 2020), demonstrando que o consumo de sementes tratadas com esses agrotóxicos tem o potencial de afetar a reprodução de aves granívoras.

Já herbicidas como o glifosato exercem impactos diretos e indiretos sobre a avifauna. Embora tradicionalmente considerado de baixa toxicidade aguda, o glifosato e seus metabólitos podem estar envolvidos no declínio das populações de aves por meio de efeitos indiretos sobre locais de nidificação e alimentação (devido à modificação da estrutura da vegetação) (Gill et al., 2018) e sobre os recursos alimentares. Embora doses baixas de glifosato não pareçam afetar a sobrevivência imediata das aves, doses elevadas podem levar à inanição e à morte (Eason e Scanlorq, 2002; Evans e Batty, 1986). Além disso, alimentos contaminados não são evitados por codornas-japonesas (Ruuskanen et al., 2020), provocando alterações na microbiota aviária (Shehata et al., 2014), desregulação endócrina e alterações nos órgãos reprodutores masculinos (Oliveira et al., 2007), assim como alterações hematológicas, bioquímicas e genotóxicas em galos jovens (Hussain et al., 2019). Indiretamente, a eliminação de plantas nativas reduz drasticamente a disponibilidade de sementes e insetos, comprometendo a base alimentar de passeriformes especialistas.

Por fim, os organoclorados, apesar de banidos há décadas no mundo, permanecem como uma ameaça latente devido à sua alta persistência ambiental e natureza lipofílica, que favorece a bioacumulação e biomagnificação, especialmente em aves que ocupam níveis tróficos mais altos (Jeong et al., 2023).

5 Efeitos de agrotóxicos sobre espécies do PAN Cerrado e Pantanal

Este tópico reúne as principais informações disponíveis na literatura científica acerca da exposição por agrotóxicos em espécies-chave do PAN Cerrado e Pantanal: *Pandion haliaetus*, *Anodorhynchus hyacinthinus*, *Conothraupis mesoleuca* e *Sporophila* sp (resumidas na Tabela 1).

5.1 Águia-pescadora (*Pandion haliaetus*)

A águia-pescadora (*P. haliaetus*) é uma ave de rapina pertencente à família Pandionidae, distribuída em todos os continentes do mundo (Jeong et al., 2023; Monti et al., 2015). Esta espécie alimenta-se quase exclusivamente de peixes, com tamanhos que variam de 150 g a 300 g; sobrevoa os rios e grandes corpos d'água à procura de presas e, ao visualizar um peixe, lança-se na água com as garras projetadas à frente do corpo para capturá-lo. Devido ao seu alto nível trófico, requisitos de hábitat, ampla distribuição geográfica, dieta e fidelidade aos sítios de nidificação, essa espécie é considerada uma indicadora eficaz da contaminação global e da biomagnificação de contaminantes tóxicos nas teias alimentares aquáticas de grandes rios, estuários, reservatórios e lagos (Bretagnolle et al., 2008).

Os agrotóxicos organoclorados, sobretudo o DDT e seu metabólito persistente DDE, constituem o caso mais bem caracterizado de efeito ecotoxicológico sobre *P. haliaetus*. A pesquisa de Ames (1966) demonstrou declínio populacional da espécie da ordem de 3% ao ano associado a taxas de eclosão drasticamente reduzidas em decorrência de exposição ao DDT nos EUA. Uma pesquisa de longo prazo abrangendo amostras de museu e de campo entre 1840 e 2008, demonstrou que a espessura média da casca de ovos em condições não afetadas (pré-DDT) foi estabelecida em 0,515 mm; o afinamento máximo ocorreu em 1973, com redução de 15,0% (0,438 mm), praticamente coincidindo com o pico histórico de uso do DDT (Odsjö and Sondell, 2014). Os autores demonstraram que a quebra de ovos aumenta de forma abrupta quando a espessura da casca cai abaixo de 0,40 mm, equivalente a uma redução de aproximadamente 22% em relação ao valor basal, e que ninhadas com cascas mais finas produziram proporcionalmente menos filhotes viáveis até a idade de quatro a cinco semanas, mesmo quando os ovos permaneciam intactos durante a incubação, sugerindo efeito tóxico adicional sobre o embrião que independe da resistência mecânica da casca.

Similarmente, Jeong et al. (2023) atribuem ao DDT a perda histórica de até 90% dos pares reprodutivos em escala global, com recuperação populacional condicionada à descontinuação do uso da substância. A recuperação completa da espessura levou trinta anos, sendo atingida apenas em 2003, mais de cinquenta anos após o início do declínio (Odsjö and Sondell, 2014). Estudos subsequentes indicam que, ainda que em níveis não correlacionados com a redução da espessura da casca de ovos, a contaminação residual (pelo metabólito DDE) persiste mesmo em áreas

geograficamente isoladas de fontes diretas de aplicação (Rivera-Rodríguez and Rodríguez-Estrella, 2010). Por exemplo, Grenier et al. (2020) demonstraram que os organoclorados são transportados por longas distâncias e se concentram em peixes alpinos, que são posteriormente ingeridos por águias-pescadoras, acumulando resíduos em seus ovos e filhotes.

No que diz respeito aos organofosforados, entre 53 compostos analisados, sete (mevinfós, forato, malationa, paration, metidationa, disulfotom-sulfona e triazofós) foram detectados nos tecidos hepáticos de *P. haliaetus*, com triazofós, disulfotom-sulfona e mevinfós sendo os mais frequentes (Lemarchand et al., 2012). Destaca-se que esses compostos foram detectados exclusivamente em subadultos e adultos, padrão compatível com exposição ocorrida durante migração ou forrageamento em áreas distintas da área de nidificação. Um único indivíduo apresentou a maior diversidade e concentração total de organofosforado (0,9 mg/kg, peso úmido), porém sem sinais clínicos de intoxicação. Quanto aos neonicotinoides, resíduos de tiacloprido foram detectados na maioria das amostras de sangue analisadas de *Pernis apivorus*, uma ave de rapina migratória de longa distância, com prevalência espacialmente associada à proximidade de cultivos de colza e nabo forrageiro (Byholm et al., 2018). Esta pesquisa documenta a primeira evidência de neonicotinoides em aves de rapina, reforçando a hipótese de que esses compostos podem alcançar níveis tróficos superiores de forma mais ampla do que previamente assumido.

As evidências científicas relatadas indicam que *P. haliaetus* permanece exposto a um espectro amplo e crescentemente complexo de agrotóxicos, ainda que a ameaça historicamente dominante (DDT) tenha sido substancialmente mitigada. Os dados atuais sobre exposição a outros grupos de agrotóxicos sugerem exposição mensurável, mas predominantemente subletal nas concentrações registradas.

5.2 Arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*)

A arara-azul-grande é uma ave psittaciforme com alimentação especializada em frutos de palmeiras. No Pantanal, a espécie se alimenta majoritariamente de coquinhos bocaiúva (*Acrocomia totai*) e acuri (*Scheelea phaleata*). Já a árvore do manduvi é a espécie escolhida em 90% das vezes pela arara-azul-grande para nidificação. Esta espécie tem sofrido declínios populacionais devido à degradação do habitat, desmatamento e fragmentação florestal, assim como comércio ilegal de aves silvestres (Vicente e Guedes, 2021). Na literatura científica, *A. hyacinthinus* constitui registro

direto de intoxicação aguda por organofosforado documentado por Vicente e Guedes (2021) no Pantanal. Três indivíduos foram encontrados mortos após exposição ao agrotóxico organofosforado mevinfós (Phosdrin) em concentração de 158,4 ppb, valor compatível com diagnóstico de intoxicação aguda por agente neurotóxico. Os animais apresentaram sintomas neurológicos, edema pulmonar hemorrágico bilateral, compatível com parada cardiorrespiratória como causa do óbito. Notou-se, ainda, que um dos indivíduos apresentava conteúdo gástrico atípico constituído por vegetação com clorofila visível, caracterizado como possível comportamento de automedicação.

Adicionalmente, uma avaliação de vulnerabilidade da avifauna do Cerrado brasileiro frente a mudanças climáticas e de uso do solo, classificam *A. hyacinthinus* entre as dez espécies de maior vulnerabilidade combinada que constam simultaneamente na lista nacional de espécies ameaçadas, com apenas 14% de sua distribuição geográfica protegida por unidades de conservação, circunstância que amplia a exposição da espécie a matrizes agrícolas de uso intensivo de agrotóxicos (Borges et al., 2019). Devido à sua alta taxa metabólica e especialização alimentar, a espécie é altamente sensível à contaminação de recursos hídricos e alimentares, e a fragmentação florestal em decorrência do avanço da fronteira agropecuária, que tem a colocado cada vez mais próxima de áreas com aplicação de agrotóxicos.

5.3 Tiê-bicudo (*Conothraupis mesoleuca*)

O tiê-bicudo (*C. mesoleuca*) é uma ave passeriforme que habita regiões associadas a matas ou campinas alagadas ao longo de rios do Cerrado e frequentemente observada comendo sementes, incluindo bambu e gramíneas exóticas (como *Brachiaria* sp.) (Candia-Gallardo et al., 2010). Para esta espécie, não há registros de estudos ecotoxicológicos diretos, circunstância atribuível à raridade extrema da espécie, que permaneceu sem registro confirmado entre sua descrição original em 1939 e sua redescoberta em 2003 (Candia-Gallardo et al. 2010). A ausência de dados não implica, contudo, ausência de risco. Candia-Gallardo et al. (2010), ao descreverem a população da espécie na bacia do alto rio Juruena (Mato Grosso), relatam que o táxon ocupa preferencialmente habitats alagados ripários inseridos em paisagem regional dominada por campos de soja, milho, cana-de-açúcar e algodão, culturas associadas a elevada carga de aplicação de agrotóxicos no contexto agrícola brasileiro.

A justaposição espacial entre habitat obrigatório de especialização estreita e matriz de monocultura intensiva configura cenário consistente com risco de exposição por deriva de pulverização e escoamento superficial de agrotóxicos para os corpos hídricos que demarcam a distribuição da espécie. A avaliação de vulnerabilidade conduzida por Borges et al. (2019) constatou que a espécie é altamente vulnerável a mudanças no uso da terra, além de apresentar apenas 3,8% de sua distribuição sob áreas de proteção formal. Dada a sua raridade, qualquer perda de indivíduos por intoxicação ou redução de presas (insetos) pode levar populações locais à extinção.

5.4 Papa-capins (caboclinho) (*Sporophila* sp.)

Sporophila é um gênero de aves passeriformes da família Thraupidae que habita diversos tipos de ambientes, como campos, áreas alagadas, áreas cultiváveis, beiras de estrada, vegetações arbustivas e bordas de mata. Geralmente, espécies deste gênero alimentam-se de insetos ou de grãos, daí um de seus nomes comuns, papa-capim. Devido ao fato de habitarem áreas cultiváveis, essas aves estão sujeitas a exposição por agrotóxicos, especialmente pela ingestão de sementes tratadas com agrotóxicos, uma vez que são aves granívoras. Evidências apontam o declínio de aves de terras agrícolas na Europa (Burns et al., 2021) e na América do Norte (Rosenberg et al., 2019), devido a fragmentação de habitats, mecanização da agricultura e uso de agrotóxicos. Esse declínio é mais pronunciado em espécies especialistas do que em espécies generalistas (Heldbjerg et al., 2018), uma vez que espécies especialistas exploram recursos de uma faixa ecológica estreita, tornando-as menos flexíveis para se deslocar em busca de recursos alimentares alternativos (Moreau et al., 2022). Ainda, aves de pequeno porte, as quais necessitam se alimentar continuamente para manter sua alta taxa metabólica, como é o caso de *Sporophila* sp., tendem a ser mais sensíveis ao envenenamento agudo e crônico por agrotóxicos do que espécies de grande porte, que se alimentam apenas parte do dia (Moreau et al., 2022). Os efeitos sub-letais documentados devido à exposição por agrotóxicos em aves canoras de ambientes agrícolas destacam-se a redução do tamanho de ninhada, retardo ou cessação da postura, infertilidade de ovos e aumento das taxas de insucesso de eclosão (Moreau et al., 2022)..

Apesar dos efeitos tóxicos de agrotóxicos relatados para espécies de aves agrícolas ao redor do mundo, não há estudos na literatura científica que relacionam especificamente as espécies do

PAN pertencentes a este gênero com a exposição aos agrotóxicos. A evidência mais diretamente aplicável provém do estudo de ocupação aviária conduzido por Contreras et al. (2022) em agroecossistemas de grande escala, na Argentina, comparando regimes de manejo orgânico e convencional. *Sporophila caerulescens* apresentou resposta estatisticamente robusta à interação entre proporção de área cultivada e regime de manejo. A probabilidade de ocupação da espécie aumentou com a proporção de cultivo anual sob manejo orgânico, ao passo que permaneceu constante ou diminuiu sob manejo convencional. Este mesmo padrão foi observado por outras espécies insetívoras de sub-bosque herbáceo no mesmo estudo.

Este efeito é relacionado predominantemente à aplicação de herbicidas no regime convencional, que reduziu a diversidade de espécies vegetais, homogeneizando a estrutura da vegetação e, por consequência, diminuiu a disponibilidade de artrópodes e recursos alimentares e de nidificação para a avifauna associada (Contreras et al., 2022). Este mecanismo é compatível com a ecologia trófica do gênero *Sporophila*, dependente da heterogeneidade da vegetação herbácea tanto para disponibilidade de sementes quanto para artrópodes associados, configurando sensibilidade indireta à simplificação estrutural induzida por herbicidas independentemente de toxicidade letal direta. Além disso, os autores relatam que mesmo propriedades orgânicas certificadas podem sofrer contaminação cruzada por deriva, tendo sido detectados resíduos de agrotóxicos em áreas agroecológicas situadas a mais de 300 metros do limite com campos convencionais na região pampeana, o que evidencia a limitação de medidas de manejo localizado frente à mobilidade ambiental dos agrotóxicos.

Tabela 1 – Características principais das espécies priorizadas pelo PAN, vias de exposição aos agrotóxicos e efeitos observados.

Espécie	Hábitat	Dieta	Categoria de ameaça*	Distribuição global	Status migratório	Vias de exposição	Efeitos da exposição
<i>Pandion haliaetus</i> (águia-pescadora)	Rios, lagos e áreas costeiras	Peixes	Menos preocupante	Distribuída amplamente	Sim	Ingestão de água e alimentos contaminados; contato dérmico	Afinamento da casca dos ovos, diminuição da reprodução, declínios populacionais, biomagnificação (Ames, 1966; Chu et al., 2007; Grenier et al., 2020; Wiemeyer et al., 1980)
<i>Conothraupis mesoleuca</i> (tiê-bicudo)	Áreas alagadas ao longo de rios	Insetos e sementes	Em perigo	Restrita	Não	Ingestão de água e alimentos contaminados	Extremamente vulnerável a mudanças de uso do solo (Borges et al., 2019)

<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i> (arara-azul-grande)	Bordas de Floresta, savanas, florestas secas, buritizais	Cocos de palmeiras; frutas eventualmente	Vulnerável	Distribuição razoável	Não	Ingestão de água e alimentos contaminados; contato dérmico; inalação	Alterações neurológicas, ataxia, mortalidade (Vicente e Guedes, 2021)
<i>Sporophila</i> sp.	Pastagens e campos abertos, banhados e áreas úmidas, capinzais, bordas de mata.	Insetos e sementes	-	-	-	Ingestão de água e alimentos contaminados; contato dérmico; inalação	-

*Categoria de ameaça de acordo com o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018).

6 Conclusões

- A exposição da avifauna por agrotóxicos depende de diversos fatores, como o modo de ação, a concentração e a via de exposição ao agrotóxico, do estágio de exposição (embrião, filhote ou adulto), da repetição da exposição (exposição aguda *versus* crônica), bem como das sensibilidades individuais das espécies e das suas características ecológicas;
- Organofosforados, neonicotinóides e triazóis são os grupos químicos de agrotóxicos mais preocupantes no que diz respeito à exposição da avifauna;
- A exposição aos agrotóxicos está intrinsicamente associada aos hábitos alimentares das espécies. Por exemplo, espécies de topo de cadeia, como *P. haliaetus*, estão mais susceptíveis a bioacumulação e biomagnificação, enquanto espécies granívoras, especialmente as que habitam campos agrícolas, como as do gênero *Sporophila* sp., podem estar sujeitas à ingestão de sementes tratadas com agrotóxicos e à pulverização desses compostos.
- Os resíduos de agrotóxicos podem contribuir para impactos na biodiversidade de aves do Cerrado e Pantanal e devem ser monitorados de forma mais intensiva em áreas urbanas e periurbanas.
- Avançar em estudos regionais, como monitoramento de agrotóxicos na avifauna, é crucial para compreender o impacto real e propor estratégias de mitigação mais eficazes.

Referências

AGROFIT, 2024. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons/ (acesso em: 10 mar. 2024).

Ames, P.L., 1966. DDT Residues in the Eggs of the Osprey in the North-Eastern United States and Their Relation to Nesting Success. J. Appl. Ecol. 3, 87–97.

Anderson, M.J., Valdiviezo, A., Conway, M.H., Farrell, C., Andringa, R.K., Janik, A., Chiu, W.A., Rusyn, I., Hamer, S.A., 2023. Imidacloprid exposure is detectable in over one third of wild bird samples from diverse Texas ecoregions. Sci. Total Environ. 876, 162723.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162723>

Borges, F.J.A., Ribeiro, B.R., Lopes, L.E., Loyola, R., 2019. Bird vulnerability to climate and land use changes in the Brazilian Cerrado. *Biol. Conserv.* 236, 347–355.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.055>

Bretagnolle, V., Mougeot, F., Thibault, J.-C., 2008. Density dependence in a recovering osprey population : demographic and behavioural processes. *J. Anim. Ecol.* 77, 998–1007.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01418.x>

Byholm, P., Mäkeläinen, S., Santangeli, A., Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (*Pernis apivorus*). *Sci. Total Environ.* 639, 929–933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185>

Candia-Gallardo, C.E., Silveira, L.F., Kuniy, A.A., 2010. A new population of the Cone-billed Tanager *Conothraupis mesoleuca* , with information on the biology , behaviour and type locality of the species. *Bird Conserv. Int.* 149–160.

<https://doi.org/10.1017/S0959270909990232>

Chu, S., Henny, C.J., Kaiser, J.L., Drouillard, K.G., Haffner, G.D., Letcher, R.J., 2007. Dacthal and chlorophenoxy herbicides and chlorothalonil fungicide in eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) from the Duwamish-Lake Washington-Puget Sound area of Washington state, USA. *Environ. Pollut.* 145, 374–381. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.058>

Contreras, F., Goijman, A.P., Coda, J.A., Sera, V.N., Priotto, J.W., 2022. Bird occupancy in intensively managed agroecosystems under large-scale organic and conventional farming in Argentina : A multi-species approach. *Sci. Total Environ.* 805.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150301>

Eason, B.T.H., Scanlon, E.E., 2002. Effects of Atrazine and Glyphosate ingestion on body weight and nutritional well-being of Coturnix quail. *Eur. J. Wildl. Res.* 48, 281–285.

Eng, M.L., Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Sci. Rep.* 7, 1–9.

<https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x>

- Evans, D.D. and Batty, M.J. (1986), Effects of high dietary concentrations of glyphosate (roundup®) on a species of bird, marsupial and rodent indigenous to Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5: 399-401. <https://doi.org/10.1002/etc.5620050410>
- Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024. First evidence of age-dependent decreases in non-persistent pesticide mixtures in nestlings of a farmland raptor. *Environ. Res.* 263. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120179>
- Gibbons, D., Morrissey, C., Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 103–118. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5>
- Gill, J.P.K., Sethi, N., Mohan, A., Datta, S., Girdhar, M., 2018. Glyphosate toxicity for animals. *Environ. Chem. Lett.* 16, 401–426. <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0689-0>
- González-Astudillo, V., Hernandez, S.M., Yabsley, M.J., Mead, D.G., Keel, K.M., Munk, B.A., Fischer, J.R., Ruder, M.G., Brown, J.D., Peters, V.E., Nemeth, N.M., 2016. Mortality Of Selected Avian Orders Submitted To A Wildlife Diagnostic Laboratory (Southeastern Cooperative Wildlife Disease Study, Usa): A 36-Year Retrospective Analysis. *J. Wildl. Dis.* 52, 441–458. <https://doi.org/10.7589/2015-05-117>
- Grenier, P., Elliott, J.E., Drouillard, K.G., Guigueno, M.F., Muir, D., Shaw, D.P., Wayland, M., Elliott, K.H., 2020. Long-range transport of legacy organic pollutants affects alpine fish eaten by ospreys in western Canada. *Sci. Total Environ.* 712, 135889. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135889>
- Guerra, A., Roque, F. de O., Garcia, L.C., Ochao-Quintero, J.M.O., Oliveira, P.T.S. de, Guariento, R.D., Rosa, I.M.D., 2020. Drivers and projections of vegetation loss in the Pantanal and surrounding ecosystems. *Land use policy* 91, 104388. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104388>
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., Van Turnhout, C.A.M., De Kroon, H., Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511, 341–343. <https://doi.org/10.1038/nature13531>

Hussain, R., Ali, F., Rafique, A., Ghaffar, A., Jabeen, G., Rafay, M., Liaqat, S., Khan, I., Malik, R., Khan, M.K., Niaz, M., Akram, K., Masood, A., 2019. Exposure to Sub-Acute Concentrations of Glyphosate Induce Clinico-Hematological, Serum Biochemical and Genotoxic Damage in Adult Cockerels. Pak. Vet. J. 39, 181–186.

<https://doi.org/10.29261/pakvetj/2019.064>

ICMBio, 2015. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves do Cerrado e Pantanal.

<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-aves-do-cerrado-e-pantanal#:~:text=O%20%20C2%B0%20ciclo%20do,do%20PAN%20em%20cinco%20anos.>
(acesso em: 22 junho 2026).

ICMBio, 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília, 2018.

<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoes-diversas/livro-vermelho/livro-vermelho-da-fauna-brasileira-ameacada-de-extincao-2018> (acesso em: 22 junho 2026).

Jeong, Y., Choi, S., Banjade, M., Park, S., Lee, J., Oh, H., 2023. Journal of Asia-Pacific Biodiversity First breeding records of the osprey (*Pandion haliaetus*) on Jeju Island , South Korea. J. Asia-Pacific Biodivers. 16, 27–31. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2022.10.002>

Lemarchand, R.C., Berny, P., Pe, M., 2012. Tissue Concentrations of Pesticides , PCBs and Metals Among Ospreys , *Pandion haliaetus* , Collected in France. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 89–93. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0453-2>

Li, Y., Miao, R., Khanna, M., 2020. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. Nat. Sustain. 3, 1027–1035. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x>

MapBiomas, 2024. Cobertura por classe. <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/01/Nota-Tecnica-BAP-25.01.24.pdf>. (acesso em: 22 junho 2026).

Monti, F., Duriez, O., Arnal, V., Dominici, J., Sforzi, A., Fusani, L., Grémillet, D., Montgelard, C., 2015. Being cosmopolitan : evolutionary history and phylogeography of a specialized

raptor , the Osprey *Pandion haliaetus*. *BMC Evol. Biol.* 1–15.

<https://doi.org/10.1186/s12862-015-0535-6>

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhauer, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review, *Environmental Monitoring and Assessment*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0>

Odsjö, T., Sondell, J., 2014. Eggshell thinning of osprey (*Pandion haliaetus*) breeding in Sweden and its significance for egg breakage and breeding outcome. *Sci. Total Environ.* 470–471, 1023–1029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.051>

Oliveira, A.G., Telles, L.F., Hess, R.A., Mahechaa, G.A.B., Oliveira, C.A., 2007. Effects of the herbicide Roundup on the epididymal region of drakes *Anas platyrhynchos*. *Reproducti* 23, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2006.11.004>

Poliserpi, M.B., Cristos, D.S., Brodeur, J.C., 2021. Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: A weight-of-evidence analysis using data from the grayish baywing *Agelaioides badius*. *Sci. Total Environ.* 763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957>

Rivera-Rodríguez, L.B., Rodríguez-Estrella, R., 2010. Incidence of organochlorine pesticides and the health condition of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) at Laguna San Ignacio, a pristine area of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicology* 20, 29–38. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0553-5>

Roque, F. de O., Guerra, A., Johnson, M., Padovani, C., Corbi, J., Covich, A.P., Eaton, D., Tomas, W.M., Valente-Neto, F., Borges, A.C.P., Pinho, A., Barufatii, A., Crispim, B. do A., Guariento, R.D., Andrade, M.H. da S., Rezende-Filho, A.T., Portela, R., Divina, M., da Silva, J.C.S., Bernadino, C., Gomes de Sá, É.F.G., Cordeiro-Estrela, P., Desbiez, A., Rosa, I.M.D., Yon, L., 2021. Simulating land use changes, sediment yields, and pesticide use in the Upper Paraguay River Basin: Implications for conservation of the Pantanal wetland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 314. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107405>

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Kuosmanen, V., Laihonon, M., Saikkonen, K., Saloniemi, I.,

- Helander, M., 2020. Female Preference and Adverse Developmental Effects of Glyphosate-Based Herbicides on Ecologically Relevant Traits in Japanese Quails. *Environ. Sci. Technol.* 54, 1128–1135. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07331>
- Shehata, A.A., Schrödl, W., Schledorn, P., Krüger, M., 2014. Distribution of Glyphosate in Chicken Organs and its Reduction by Humic Acid Supplementation. *Japan Poult. Sci. Assoc.*
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., De Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Vicente, E.C., Guedes, N.M.R., 2021. Organophosphate poisoning of Hyacinth Macaws in the Southern Pantanal, Brazil. *Sci. Rep.* 11, 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84228-3>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B., 2012. *Principles of Ecotoxicology*. CRC Press.
- Wang, H., Yang, X., Hu, L., Gao, H., Lu, R., Zhang, S., Zhou, W., 2016. Detection of Triazole Pesticides in Environmental Water and Juice Samples Using Dispersive Liquid-Liquid Microextraction with Solidified Sedimentary Ionic Liquids. *New J. Chem.* <https://doi.org/10.1039/C5NJ03376D>
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J., 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Wiemeyer, S.N., Lamont, T.G., Locke, L.N., 1980. Residues of Environmental Pollutants and Necropsy Data for Eastern United States Ospreys , 1964-1973. *Estuaries* 3, 155–167.