

鸟类对持久性有机污染物的定向传输作用研究进展*

袁林喜** 祁士华

(中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉, 430074)

摘要 传统意义上认为,持久性有机污染物(POP)的传输途径主要有两种形式,一种是通过挥发之后进入大气,然后通过长距离大气传输、蚱蜢效应、高山冷凝效应等方式进行传输;另一种是进入水体中,通过水流的搬运作用传输,从而进入湖泊、河流生态系统,甚至可以通过洋流的长距离输送到达北极等高纬地区。另外,海鸟、候鸟和留鸟可以对 POPs 进行海-陆、跨纬度和区域小范围内的定向传输。鸟类因其数量巨大、显著的生物放大效应以及迁徙性等独有的特征,可能成为 POPs 的定向传输和再分配中的第三种方式——生物传输中的重要形式。而且,在全球气候变化和环境变化的背景下,海鸟、候鸟和留鸟的栖息地、迁徙路径等已经或者将要发生显著变化,从而对污染物的再分配产生显著影响,有可能带来新的环境问题。本文对于 POPs 的传输和再分配的认识具有重要意义,可为在国内开展相关的研究提供理论依据。

关键词 海鸟, 候鸟, 留鸟, 持久性有机污染物, 传输途径。

持久性有机污染物(Persistent Organic Pollutants/POPs)在环境行为上表现为:(1)高毒性。大多具有“三致(致癌、致畸、致突变)”效应,对人类和动物的生殖、遗传、免疫、神经、内分泌等具有强烈危害^[1-2];(2)持久性。对生物降解、光解、化学分解作用有较高的抵抗能力,在环境中降解缓慢、滞留时间长^[3-4];(3)食物链的累积性。具有很强的亲脂憎水性,可通过食物链逐级放大,导致低浓度存在于气、水、土中的 POPs 通过食物链对处于最高营养级的人类健康造成严重危害^[4, 5-7];(4)长距离迁移性。具有半挥发性,能够以蒸汽形式存在或吸附在大气颗粒物上,可在大气环境中长距离迁移^[8-11],同时,也可以通过海流进行全球传输,导致全球污染^[9]。因此,POPs 已成为全球环境领域研究的热点和重点^[12-14]。

目前,POPs,特别是有机氯农药(Organochlorine Pollutants/OCPs)的传输机制有两种,一种是通过挥发之后进入大气,然后通过冷凝作用沉降进行区域和全球传输,包括长距离大气传输(Long Range Atmospheric Transportation/LRAT)^[8]、蚱蜢效应(Grasshopper Effect)^[15]、高山冷凝效应(Mountain Cooling Effect)^[16];另一种是通过进入水体中,通过水流的搬运传输,从而进入湖泊、河流生态系统,甚至可以通过洋流的长距离输送到达北极等高纬地区^[9]。

但是,最近的研究显示,鸟类,包括海鸟、候鸟和留鸟,在 POPs 的海-陆传输、跨纬度传输和区域传输等定向传输中扮演了重要的角色,很可能成为 POPs 在全球传输和再分配过程中的“第三种途径”——生物传输中的重要形式^[17]。本文结合国内外的最新研究动态,对鸟类在 POPs 的定向传输中的作用进行了综述,同时还对在国内开展类似的研究工作进行了分析和展望。本文对于认识鸟类在 POPs 的传输中的作用和角色具有重要意义,同时可为在国内开展类似的科学研究提供思路 and 方向。

1 海鸟对持久性有机污染物的定向传输作用

Evenset 等对挪威北部的两个岛屿湖泊(Bjørnøya (Bear Island), Norway)进行对比研究显示,位于海鸟聚集区之外而未受到海鸟排泄物影响的湖泊表层沉积物的多氯联苯(Σ PCBs)和滴滴涕(Σ DDTs)的平均浓度分别为 $4.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重)和 $0.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重),湖泊浮游动物中的 Σ PCBs 和 Σ DDTs 的平均浓度分别为 $4.3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)和 $0.5 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),处于湖泊食物链顶端的北极鲟鱼体内脂肪富集 Σ PCBs 和 Σ DDTs 分别达 $49 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)和 $4.3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)。而与之对比的是,另一个湖泊尽管与之相距仅 5 km,但位于海鸟聚集区内,其明显受到海鸟排泄物的影响,湖泊沉积物和湖泊内生生物均具

2011年4月6日收稿。

* 中国博士面上基金(第48批)(20100480928)资助。

** 通讯联系人, E-mail: yuanlinxi001@gmail.com

有浓度的有机污染物,尤以多氯联苯(PCBs)和滴滴涕(DDTs)富集最为显著,其中湖泊表层沉积物的 Σ PCBs和 Σ DDTs的平均浓度分别为 $60\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (干重)和 $6.9\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (干重),分别是背景湖泊的14倍和9倍;浮游动物中的 Σ PCBs和 Σ DDTs的平均浓度分别为 $32\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)和 $3.5\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),均约为背景湖泊的7倍;而处于湖泊食物链顶端的北极鲑鱼体内脂肪富集 Σ PCBs和 Σ DDTs分别达 $695\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)和 $60\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),均约为背景湖泊的14倍^[18].由此可见,海鸟不仅可以通过捕食、排泄等生物地球化学途径将POPs从海洋定向搬运到陆地上,而且海鸟及其排泄物已经对挪威北极岛屿湖泊生态系统形成新的点源污染.更重要的是,由于海鸟处于食物链的顶端,具有显著的生物放大作用,其定向传输效率可以达到大气传输效率的约30倍^[19].

Smol和Blais等领导的研究小组对加拿大北极湖泊群(Cape Vera, Devon Island, Nunavut, Canada)研究显示,海鸟及其排泄物一方面给北极陆地生态系统提供了丰富的营养物质,促进了陆地植物的生长,以及湖泊浮游生物的繁育,导致在北极海鸟聚集区发育着良好的陆地植被^[20],海鸟聚集区的湖泊生物量相对丰富^[21];但是,另一方面又带来了大量的污染物,给当地的陆地生态和湖泊生态系统形成潜在的威胁.在海鸟聚集区发育的植被(苔藓)其稳定氮同位素 $\delta^{15}\text{N}$ 值达到 4.14‰ — 9.37‰ ,远远高于背景值($\delta^{15}\text{N}$ 约为 0‰);体内累积的多氯联苯(Σ PCBs)和滴滴涕(Σ DDTs)分别达到 0.94 — 3.28 、 0.31 — $2.04\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),也远远高于背景值($0\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重));同时,在该区域生活的陆生鸟类体内脂肪也大量富集了多氯联苯(Σ PCBs)和滴滴涕(Σ DDTs),分别达到 53.8 — 168 、 37.3 — $105.9\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)^[20].而接受海鸟排泄物输入的湖泊,其表层沉积物稳定氮同位素 $\delta^{15}\text{N}$ 值达到 5‰ — 20‰ ,滴滴涕(Σ DDTs)达到 1 — $100\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)^[22].另一个受到鸟粪影响的湖泊表层沉积物中多氯联苯(Σ PCBs)含量达到 1.6 — $5.8\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (干重),是背景值($0.05\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (干重))的30—100倍^[23];同时,鸟粪的大量输入,还给湖泊带来了大量重金属污染物^[21].即使在遥远的南极,数量庞大的企鹅家族最近也成为关注的焦点,不仅因为其对气候和环境变化极为敏感,是重要的气候和环境变化的指示性生物^[24-25],而且,这些企鹅将数量可观的南大洋污染物搬运到了南极大陆上,对脆弱的南极无冰区生态系统带来潜在的威胁^[26-27].

据估计,全球海鸟每年消耗海洋鱼类食物量约为7000万吨,相当于全球人类水产品的年捕获量(8000万吨)^[28],而其中含有的有机污染物和重金属,最终会通过海鸟的排泄、死亡等途径转移到陆地生态系统中.仅北极而言,在北极生活着大约300万只黑背鸥(*Uria lomvia*)、30万只黑腿三趾鸥(*Rissa tridactyla*)、100万只北极管鼻寰(*Fulmarus glacialis*)、76万只普通绒鸭(*Somateria mollissima*),这些海鸟每年可以定向将海洋物质转移到陆地上,分别达到3000吨、82.5吨、800吨和1500吨,传输距离分别达到6000 km、3000 km、5000 km和2500 km^[17].由此可见,海鸟在有机污染物的海洋-陆地定向传输中具有重要的作用^[17].

2 候鸟对持久性有机污染物的定向传输作用

目前,全球候鸟数量约300亿只^[29],其在全球范围内有8条迁徙路线(图1),具体指:(1)大西洋候鸟迁徙路径,主要从加拿大高北极、格陵兰、俄罗斯西部、北欧、西欧到非洲西部的大西洋东海岸的沿岸迁徙区域;(2)黑海地中海候鸟迁徙路径,主要从俄罗斯中西部、欧洲中东部到非洲西北部的黑海-地中海迁徙区域;(3)东非西亚候鸟迁徙路径,主要从俄罗斯中部、中国西南部、西亚到非洲东部的迁徙区域;(4)中亚候鸟迁徙路径,主要从俄罗斯中部、中国西部、中亚到印度的迁徙区域;(5)东亚-澳大利亚候鸟迁徙路径,主要从俄罗斯东部、日本群岛、中国东部、东南亚到澳大利亚的迁徙区域;(6)美洲-太平洋候鸟迁徙路径,主要沿美洲西部的太平洋东海岸的沿岸迁徙区域;(7)美洲密西西比候鸟迁徙路径,主要从加拿大中部、美国中部、密西西比河流域、加勒比海域到南美洲中东部的迁徙区域;(8)美洲大西洋候鸟迁徙路径,主要从加拿大东北部、美国西部、经加勒比海到南美洲西部的大西洋西海岸的沿岸迁徙区域.

美国于1972年禁用滴滴涕(DDTs)农药之后,北美地区的土壤、沉积物和大气中的滴滴涕(DDTs)等有机污染物整体上呈显著降低的趋势^[30-32].但是研究人员对北美地区的候鸟研究发现,鸟类体内累积的DDT、DDE(2,2-bis(p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene)等有机氯农药含量不降反升.进一步的研

究发现,这些候鸟曾经在 DDT 农药使用严重的墨西哥越冬,而墨西哥直到 2000 年左右才全面禁止 DDT 等有机氯农药的使用,至今还允许在抵抗疟疾和一些公共卫生中使用,所以这些在墨西哥境内越冬的候鸟就有可能在越冬期间累积大量 DDT 等有机氯农药,随后飞往美国境内度夏,并将这些有机氯农药等污染物携带到美国境内^[31]. Henny et al. 于 1978—1980 年间对美国内华达(Nevada)的 Ruby Lake 繁殖的黑冠夜鹭(Black-crowned night heron (*Nycticorax nycticorax*))进行研究发现,其鸟蛋中的 DDE 含量平均值达到 $8.2\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),而其胃残留物和繁殖区域湖泊的鱼体中并未检出 DDT 或 DDE,最终的研究揭示其有机氯农药来源于黑冠夜鹭在越冬和迁徙期间的路径区域——美国的西南部和墨西哥境内^[33-34]. 在 1985—1986 年间,研究发现内华达 Carson Lake 繁殖地内的白脸朱鹭(white-faced ibises (*Plegadis chihi*))体内显著累积有机氯农药 DDT 和 DDE,达到或超过 $4\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),并且其繁殖成功率显著受到影响.但是这些白脸朱鹭的胃残留物中并未发现 DDT 或 DDE 残留,很明显,这些高残留的 DDT 和 DDE 的累积来自于越冬地——墨西哥中部的 Jalisco、Colima 和 Michoacan^[35]. 同样的现象在迁徙性的猛禽身上也能观察到,一种在拉丁美洲越冬、而在美国德州 South Padre Island 度夏的迁徙性游隼(Peregrine falcon (*Falcon peregrines*)),其在秋天离开德州之前,体内血液的 DDE 含量平均值为 $0.03\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),而在次年春天返回时其体内血液的 DDE 含量高达 $1.43\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)^[36-37]. 研究显示农药使用时间较长的墨西哥西北部的 Mexicali Valley, Baja California、Yaqui Valley, Sonora、Quliacan Valley, Sinoloa 等区域鸟类体内的农药残留以 DDE 为主,占到 90% 以上,含量从鸽子的 $0.04\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)到双冠鸬鹚的 $5.05\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),其中六六六(hexachlorocyclohexane isomers (HCHs))和六氯苯(hexachlorobenzene (HCB))显著在鸟类体内出现冬季累积现象,尤其在 Mexicali Valley、Baja California 最为明显^[38]. 位于墨西哥中西部的 Lerma-Chapala 盆地是美洲太平洋候鸟迁徙路径上的重要栖息地和走廊,当候鸟(雀形科鸟类)在秋天到来时,其体内的氯丹(oxychlordanes (CHLs))平均含量为 $3\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)、DDE 平均含量为 $49\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)、DDT 平均含量为 $0.2\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重)、PCBs 平均含量为 $14\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),但是到春天离开的时候其体内的氯丹、DDE、DDT、PCBs 平均含量上升到 12、101、0.5、46 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (湿重),而相应的留鸟体内的有机污染物含量并无明显变化^[32]. 即使对于草食性、虫食性和杂食性的候鸟,相似的累积与传输行为也在发生. 那些生活在新热带区(Neotropical region,包括南美次大陆、中美洲、西印度洋群岛和墨西哥南部)农药使用区的燕雀类候鸟,其体内也会显著在越冬期间累积有机氯农药,特别是 DDE 等,随后将这些累积的有机污染物携带到繁殖地的新北界区域(Nearctic Region,包括格陵兰、加拿大、美国、墨西哥高地、美洲及部分加勒比海群岛)^[39-41].

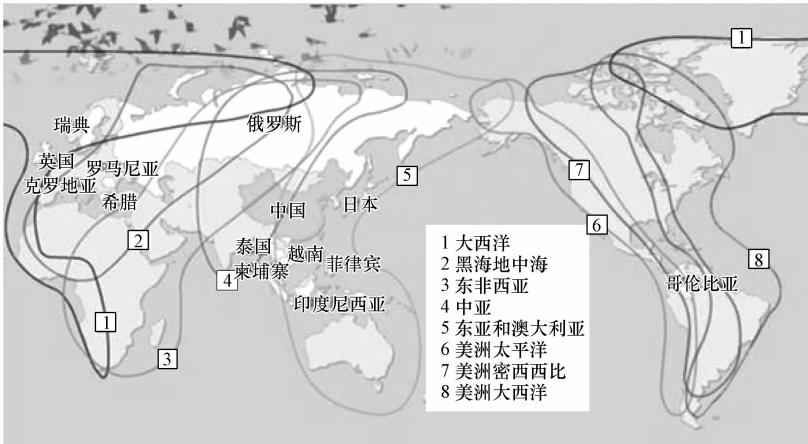


图 1 全球候鸟迁徙路径(引自 <http://niaolei.org.cn/posts/3225>. [2011. 10. 01])

Fig. 1 The flyways of migratory birds

位于东亚-澳大利亚候鸟迁徙路径上的俄罗斯、中国、日本、越南等是有有机氯农药(OCPs)等有机污染物生产和使用的主要区域. 俄罗斯贝加尔湖的候鸟体内的有机污染物具有显著的季节性变化特征,在春季到来的时候其体内具有比留鸟更高含量的 HCHs、DDTs 和 PCBs,且有机污染物的相对累积模式与留鸟差别显著,更为有意义的是,这些候鸟在秋季离开前往越冬地之前,其体内的 HCHs、DDTs 和 PCBs

含量显著下降,比春季到来的时候要低,达到留鸟的水平,这表明这些候鸟在南亚(日本、中国、印度等)越冬期间,其体内会累积越冬地或停留地的有机污染物,并携带到繁殖地,通过代谢、下蛋、脱毛、死亡等生理过程而将携带的有机污染物释放到繁殖地,充当了定向传输的角色^[42]. 对美国阿拉斯加境内的红喉潜鸟(Red-throated loons (*Gavia stellate*))研究显示,来自于北美越冬地的红喉潜鸟(Cape Espenberg, Yukon-Kuskokwim Delta, Copper River Delta)体内血液和鸟蛋中的 HCB 含量($0.0122 \pm 0.0008 - 0.0368 \pm 0.0027 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重))要低于来自于东南亚越冬地的红喉潜鸟(Arctic Coastal Plain)体内血液和鸟蛋中的 HCB 含量($0.0365 \pm 0.0035 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)),尽管不同越冬地的红喉潜鸟体内血液和鸟蛋中的 PCBs 含量相似,但是组成成分差别很多,来自于东南亚越冬地的红喉潜鸟鸟蛋中 PCBs 的二噁英毒性当量高达(237 ± 129) $\text{pg} \cdot \text{g}^{-1}$,而来自于北美越冬地的红喉潜鸟鸟蛋中 PCBs 的二噁英毒性当量均低于 $50 \text{ pg} \cdot \text{g}^{-1}$,很可能是阿拉斯加境内繁殖的红喉潜鸟(Red-throated loons (*Gavia stellate*))数量在 1977—1993 年期间显著下降(下降了 53%)的重要原因^[43]. 韩国洛东江河口(Nakdong River Estuary)生活的留鸟-黑尾鸥(Black-tailed gull (*Limosa lapponica*))皮下脂肪中富集二噁英/呋喃(polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs)/polychlorinated dibenzofurans (PCDFs))和 PCBs 分别达到 395.5 (68.1—1313.4) $\text{pg} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重)、14510 (6700—27000) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重),远高于候鸟皮下脂肪中富集的 PCDD/Fs (47.1—263.9 $\text{pg} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重))、PCBs (159—7818 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重));但是,候鸟体内则显著累积了外源性的 DDTs 和 HCHs,其中小燕鸥(Little tern (*Sterna albifrons*))皮下脂肪累积 DDTs 高达 6200 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重),黑颈鸕鹚(Black-necked grebe (*Podiceps nigricollis*))皮下脂肪累积 HCHs 高达 475 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重),分别是留鸟黑尾鸥的皮下脂肪 DDT 含量(2578 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重))的 3 倍、HCHs 含量(255 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (脂肪重))的 2 倍,这些外源性的 DDTs、HCHs 等有机污染物是由候鸟从其东南亚的越冬地携带而来的^[44]. 生活在越南北部红河河口(Red River Estuary)的留鸟体内富集 DDTs,而候鸟体内则会富集 HCHs,而且其体内的 PCBs 组成以五氯和六氯为主,与留鸟差异明显^[45]. 对菲律宾 Calatagan Bay 的涉禽研究显示,留鸟体内富集 PCBs、CHLs,而冬天到达该区域进行越冬的候鸟体内则富集 DDTs,很可能是从繁殖地俄罗斯或中国境内的中途停留地携带而来^[46].

对位于俄罗斯-中东-印度候鸟迁徙路径上的印度南部的候鸟和留鸟研究发现,留鸟体内显著累积 HCHs 和 DDTs,分别达到 120—8800 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)、160—3400 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),而本地迁徙的候鸟(指在印度南北范围内迁徙的候鸟)体内 HCHs 和 DDTs 分别为 450—4100 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重)、210—4400 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),短距离迁徙的候鸟(指在中国中部、日本繁殖或越冬、在西亚到中东范围内繁殖,而在印度越冬或繁殖的候鸟)体内 HCHs 和 DDTs 分别为 54—320、110—1000 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),长距离迁徙候鸟(指在东北欧-东南俄罗斯、南欧、西南亚-东南亚范围内繁殖的候鸟)体内 HCHs 和 DDTs 分别为 32—750、92—1300 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),由此可见,留鸟和短距离迁徙候鸟均显著累积本地源的有机污染物 HCHs 和 DDTs;相反,长距离迁徙候鸟体内 PCBs、CHLs 和 HCB 分别为 120—550、0.5—5.7、0.4—1.4 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),短距离迁徙候鸟体内 PCBs、CHLs 和 HCB 分别为 90—2700、1.4—2.9、1.5—3.4 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),本地迁徙候鸟体内 PCBs、CHLs 和 HCB 分别为 30—210、0.6—14、0.4—2 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),而留鸟体内 PCBs、CHLs 和 HCB 分别为 20—44、0.1—0.6、0.1—1 $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (湿重),由此可见,相较于留鸟,候鸟体内显著富集 PCBs 和 CHLs,具有显著的外源特征,很可能来自于候鸟的中间停留地或越冬地的红海、波斯湾等中东地区^[47-48]. 同时必须指出的是,该区域留鸟体内的 HCHs 含量几乎是全球鸟类体内的最高水平,而 DDTs 也处于中高水平,表明该区域环境中的有机污染物,特别是 HCHs、DDTs 污染严重,在此越冬或停留的候鸟会将这些污染物携带到其相应的越冬地或繁殖地. 来自于伊朗的数据显示,位于波斯湾海岸的 Khuzestan 地区,其留鸟羽毛中 PCBs、HCBs、HCHs、DDTs 含量分别为 37 (< LOQ—151) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、28 (< LOQ—95) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、25 (15—95) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、19 (2—97) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,而本地迁徙候鸟(指在伊朗北部和波斯湾范围内迁徙)羽毛中 PCBs、HCBs、HCHs、DDTs 含量分别为 30 (11—53) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、10 (2—46) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、38 (19—83) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、11 (7—28) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,长距离迁徙候鸟(指在东欧或西伯利亚繁殖)羽毛中 PCBs、HCBs、HCHs、DDTs 含量分别为 24 (< LOQ—101) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、7 (< LOQ—33) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、17 (< LOQ—81) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 、18 (6—112) $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$,表明留鸟羽毛中有较高含量的 PCBs,而本地迁徙候鸟羽毛中具有较高含量的 PCBs 和 HCHs,相对而言,长距离迁徙候鸟羽毛中的 PCBs 和 HCHs 均较低^[49],一方面表明研究

区域是一个潜在有机污染物(特别是 PCBs、HCHs)的源区,另一方面表明生活在该区域的候鸟有可能成为这些污染物的定向传输介质,在该区域累积 PCBs 和 HCHs 等有机污染物,并携带到东欧或西伯利亚等繁殖地.

必须指出的是,目前有限的研究集中在北美-太平洋候鸟迁徙路径和东亚-澳大利亚候鸟迁徙路径上,对其它若干条迁徙路径中的候鸟行为并未进行相关研究,因此,无法充分认识候鸟在全球 POPs 的跨纬度传输和再分配中的作用;另一方面,目前的研究侧重于有机污染物对留鸟和候鸟的生理行为,包括蛋壳变薄、繁殖成功率、胚胎或者是幼鸟死亡等的影响^[50-53],并未将候鸟作为有机污染物的载体,进行定向传输机制研究和在有机污染物全球再分配中的角色进行研究.

3 留鸟对持久性有机污染物的定向传输作用

POPs 具有亲脂性,在生物体内可以显著残留,并且具有随着营养级的升高而显著富集的特性. 研究已经表明,在湖泊生态系统和河流生态系统中,鱼类等水生生物显著富集水体中存在的 POPs,对区域的生态安全和食品安全形成了严重威胁^[54]. 鸟类通常处于高营养级,其对 POPs 的生物放大作用更为显著,众多研究显示,在世界各地的鸟类体内均能累积环境中的 POPs(表 1),其中,俄罗斯是 PCBs 的生产大国,在禁用前总共生产了 13 万吨 PCBs^[55],而且 DDT、HCH 被广泛应用于农业、公共卫生等环境领域,导致了黑海、波斯湾、贝加尔湖的有机污染物污染严重;中国是有机氯农药的使用大国,截止到 1983 年开始禁用有机氯农药之前,累计使用了超过 1 万吨的 DDT 和 10 万吨的 HCH^[56];日本在 1955—1972 年间使用了大约 6 万吨的 PCBs,即使在 1972 年禁用之后,PCBs 也大量使用于电器制造过程中;在越南的水稻、鱼、肉等食品中均检出了高含量的 DDTs^[57];而位于东南亚菲律宾的有机氯农药残留相对其它亚洲国家要低^[48].

Tanabe et al. 分析了东亚-澳大利亚迁徙路径上留鸟体内的有机污染物含量,包括 PCBs、DDTs、HCHs、CHLs、HCB,结果显示(表 1),各个地区留鸟体内累积有机污染的特征与本地污染物一致,反映了本地的环境状态. 俄罗斯贝加尔湖(Lake Baikal)的留鸟体内显著富集 PCBs 和 DDTs,日本境内的留鸟体内则显著累积 PCBs,越南沿岸海鸟的体内则检出高含量的 DDTs,尽管菲律宾受有机污染物影响较小,但依然在留鸟体内检出有机污染物,其中主要为 PCBs 和 CHLs^[47].

表 1 世界各地留鸟体内 POPs 的含量($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)(脂肪重)

Table 1 POPs (DDTs, HCHs, PCBs, CHLs, HCB) contents in resident birds from different countries ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ fat weight)

国家	材料	年份	DDTs	HCHs	PCBs	CHLs	HCB
俄罗斯 (Lake Baikal) ^[42]	全身	1996—1997	1027 (140—3500)	120 (25—370)	2333 (550—7200)	53 (1.2—160)	NA
	胸肌	1996—1997	840 (370—1300)	75 (40—110)	240 (160—310)	27 (23—30)	NA
日本 ^[48, 58]	肝脏	1993—1998	146148 (2000—790000)	3037 (260—13000)	432444 (1600—2400000)	7626 (170—47000)	1764 (10—12000)
	胸肌	1993—1998	7685 (330—84000)	535 (17—4600)	14229 (600—120000)	1696 (59—11000)	114 (10—440)
韩国 ^[44]	皮下脂肪	1992—1994	2578 (1236—6688)	255 (86—458)	14510 (6700—27000)	NA	NA
印度 ^[47]	全身	1995	14726 (400—170000)	10433 (660—20000)	1123 (170—8500)	40.2 (0.8—600)	5.9 (1.7—13)
越南 ^[45]	全身	1997	11300 (420—77000)	129 (6.4—360)	930 (130—3600)	66 (5.0—550)	31.8 (2.2—110)
菲律宾 ^[46]	全身	1994	210 (9.7—750)	5.3 (1.0—16)	391 (48—1000)	55.4 (5.3—150)	3.1 (0.9—6.8)
柬埔寨 ^[59]	全身	1999—2001	1800 (97—11000)	19 (1.6—73)	69 (7.9—280)	4.6 (0.5—27)	20 (3.5—53)
伊朗 ^[49]	羽毛	1994—1996	34 (2—97)	38 (15—95)	51 (< LOQ—151)	NA	28 (< LOQ—95)

注: (1) 数据表示形式为:平均值 (范围); (2) NA-Not Analyzed; (3) LOQ-Limit of Quantification.

这些留鸟生活在湖泊、河流、河口等水域,通过捕食、排泄、死亡等生物地球化学途径,可以将生活区域内的污染物(包括有机氯农药)搬运、富集、沉积到陆地上或聚集区水域内,将会形成新的有机氯农药污染点源.但是,目前在留鸟的研究上侧重于有机污染物在留鸟体内的富集及生物放大效应,以及由此对留鸟的产蛋、繁殖等生理行为产生的影响,而对留鸟作为有机污染物的定向传输载体在有机污染物的区域传输和再分配中的角色并未开展相关研究.

4 结论与展望

综上所述,高北极的加拿大和挪威的海鸟可以通过捕食、排泄等生物地球化学途径将 POPs 从海洋定向搬运到陆地上,其定向传输效率是大气传输效率的约 30 倍,仅北极而言,这些北极海鸟每年可以定向将约 5500 吨的海洋物质转移到陆地上,传输距离达到 2500—6000 km. 候鸟的全球迁徙路径有 8 条,其覆盖的面积几乎广布全球.在墨西哥、中国、东南亚、日本、印度、伊朗等 POPs 污染严重的区域越冬或中途停留的候鸟,其春天离开的时候体内累积的有机污染物比秋季到来的时候要高很多,显著富集越冬地或停留地的有机污染物.最为有意义的是,在美国、俄罗斯、欧洲、高北极地区等受 POPs 影响较小的繁殖地生活之后,这些候鸟体内的有机污染物含量又会恢复到繁殖地的留鸟水平,并具有当地留鸟的富集特征,这表明候鸟可以富集、携带越冬地或停留地的有机污染物到繁殖地,并通过代谢、换羽、死亡等途径释放到繁殖地,而且还可以富集、携带繁殖地的特征有机污染物到停留地或越冬地,具有对有机污染物跨纬度定向传输的特性.留鸟尽管活动区域有限,但是其体内的有机污染物特征是当地环境的综合反映,累积、富集了生活区域的有机污染物,具有区域有机污染物的指标特征,同时也可以通过捕食、排泄、死亡等生物地球化学途径,在区域范围内形成新的有机污染物点源,具有区域小范围定向传输的特性.由此可见,海鸟、候鸟和留鸟可以对 POPs 进行海-陆、跨纬度和区域小范围内的定向传输,可能是 POPs 进行全球传输和再分配的第三种途径——生物传输的重要形式(图 2).

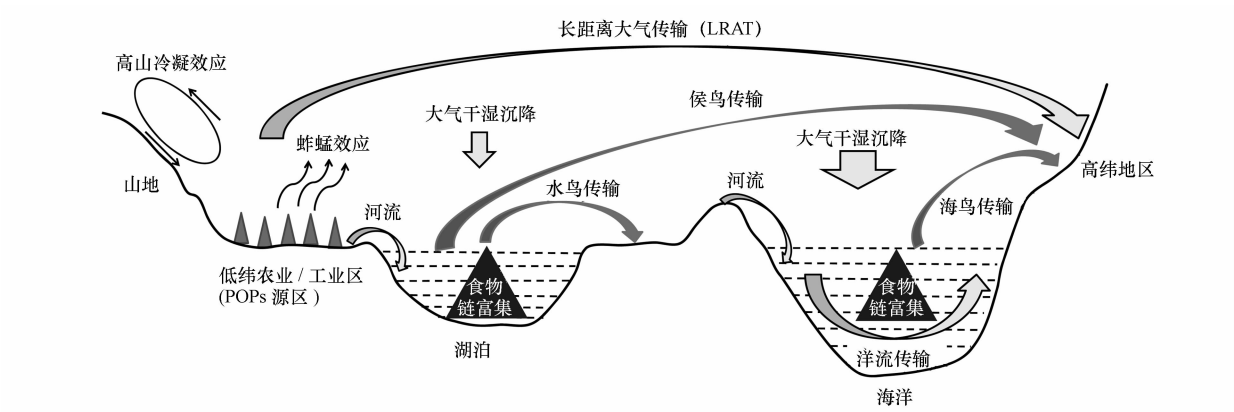


图 2 典型持久性有机污染物 (POPs) 的传输途径

Fig. 2 The transportation pathways of persistent organic pollutants (POPs)

但是,目前关于海鸟对 POPs 定向传输的研究主要集中在加拿大和挪威等高北极地区,对中纬度地区的海鸟并未开展相关研究. 尽管国内环境研究人员对有机污染物通过水鸟食物链的富集效应开展了一些研究^[60-62],但仅仅探讨的是 POPs 在海鸟或水鸟体内的累积放大效应以及其生态毒理效应. 尽管候鸟对有机污染物的跨纬度传输效应在美国南部-墨西哥、东亚-澳大利亚以及中东-印度等迁徙路径上有一些研究,但是主要还是从候鸟的有机污染物环境暴露威胁的角度进行研究,并未深入探讨候鸟的跨纬度传输机制. 同时,留鸟的区域性有机污染物新的点源的形成也值得研究. 而且,在全球气候变化和环境变化的背景下,海鸟、候鸟和留鸟的栖息地、迁徙路径等已经或者将要发生显著变化,从而对有机污染物的传输和再分配产生显著影响,有可能带来新的环境问题. 未来在鸟类对 POPs 定向传输作用的研究将围绕以下几个方向开展:

(1) 鸟类对 POPs 的定向传输量和传输效率

由于全球鸟类数量庞大,理论上,其对 POPs 的定向传输量不容小觑. 已有的研究显示,全球海鸟每

年消耗海洋鱼类食物量约为 7000 万吨,相当于全球人类水产品的年捕获量(8000 万吨)^[28],但是其搬运的 POPs 数量目前依然不得而知。至于候鸟,因为其长距离迁移性,对其定向传输数量更是没有开展相关研究。即使是研究较多的留鸟,依然停留在其体内的 POPs 残留特征的研究上。因此,要系统评估鸟类对 POPs 定向传输作用,需要进一步明确海鸟在海-陆传输中对 POPs 的定向传输数量、候鸟在跨纬度传输中对 POPs 的定向传输数量以及留鸟在小区域传输中对 POPs 的定向传输数量,从而评估全球范围内,各种鸟类对 POPs 定向传输的总量,进而与大气传输、水流传输等途径进行比较,评估鸟类作为生物传输途径的作用和效率。

(2) 鸟类对 POPs 的定向传输距离

鸟类对 POPs 的定向传输距离是评估鸟类作为 POPs 定向传输作用的重要指标。已有的研究表明,在北极生活的黑背鸥(*Uria lomvia*)、黑腿三趾鸥(*Rissa tridactyla*)、管鼻囊(*Fulmarus glacialis*)、普通绒鸭(*Somateria mollissima*)分别可以将 6000 km、3000 km、5000 km 和 2500 km 外的海洋源污染物搬运到陆地上^[17]。正是因为鸟类的大范围迁移性,才使得其在 POPs 的全球传输和再分配中具有重要的作用。因此,需要对鸟类在 POPs 定向传输中的源与汇进行确定,以确定其对 POPs 的定向传输距离。这需要借助鸟类学家的成果,因为不同种鸟类具有不同的生活环境、迁徙路径、栖息地等,另一方面需要借助遥感测量和环志等手段研究鸟类的迁徙、停留等信息,从而确认鸟类在 POPs 定向传输中的传输距离。

(3) 鸟类对 POPs 定向传输的环境效应

鸟类通常为生活区域的生态系统提供了重要的营养物质来源,特别是在营养贫瘠的北极、湖泊等区域。已有的研究显示海鸟给北极陆地生态系统提供了丰富的营养物质,促进了陆地植物的生长,以及湖泊浮游生物的繁育,导致在北极海鸟聚集区发育着良好的陆地植被,海鸟聚集区的湖泊生物量也相对丰富。但是,另一方面又带来了大量的污染物,形成污染物的新点源效应,给当地的陆地生态和湖泊生态系统形成潜在的威胁^[20-23]。因此需要评估鸟类形成的 POPs 新点源的环境生态效应。

(4) 在全球变化背景下的鸟类对 POPs 定向传输作用的变化及其效应

在全球变化的背景下,海鸟,特别是北极区域和南极区域的海鸟,其取食范围扩大、食物结构将会出现改变,从而导致搬运的 POPs 的种类和数量出现变化;候鸟将会在全球变化背景下,出现栖息地减少、改变,从而导致其迁徙路径出现显著改变,传输的 POPs 的种类、数量、距离和点源效应也将会改变;而留鸟的食物结构和食物需求量,甚至是其生活习性也会在全球变化背景下出现一些变化。因此,在全球变化背景下,鸟类对 POPs 的全球传输和再分配形成了一定的挑战,将会带来一些新的环境问题。

中国拥有漫长的海岸线,长达 18000 km,沿岸分布着多达 5000 个岛屿,生活着数量众多的海鸟。同时,经济发达地区也几乎集中在中国的东部沿海地区,这也是 POPs 污染严重的区域。一方面这些海鸟受到沿海 POPs 污染的严重影响,另一方面会在 POPs 的海-陆传输和再分配中扮演重要的角色,从而带来新的环境问题。此外,中国也是众多候鸟的繁殖地、越冬地和迁徙停留地,其中经过我国主要有 3 条全球候鸟迁徙路线,中国拥有数量众多的水鸟,水鸟种类有 262 种,种群数量数以亿计,仅在湖北省境内的水鸟总数多达 160 万只^[63]。而且中国是有机氯农药使用大国,据统计,20 世纪 50—80 年代我国生产和使用了大量有机氯农药,滴滴涕 (DDT) 的生产量已经超过了 40 万吨,占全球生产量的 20%,六六六 (HCH) 产量为 490 万吨,总产量曾占世界总产量的 33%^[64]。因此,在国内开展鸟类对 POPs 定向传输作用的研究具有重要的理论意义和现实意义,可以从以下几个方面开展:

(1) 海鸟

根据现有的文献和调查资料,在我国海域岛屿繁殖的海鸟计有 4 目 13 科 25 种,包括企鹅目和鸕形目全部种类、鸕形目除蛇鸕外全部种类、鸕形目中的贼鸥科、鸥科、燕鸥科、剪嘴鸥科和海雀科鸟类,多数具有集群营巢的习性,集群数目少则十多只,多的达数百万。许多种类具有长途迁徙的习性;部分远洋种类,除了繁殖季节外,大部分时间都在外海活动^[65]。目前,研究人员对渤海湾和珠江三角洲海鸟体内的 POPs 残留及其毒理效应进行了研究,研究显示这些海鸟体内不仅累积了一些常见的 POPs,而且一些新型的有机污染物(如 PFOS、PFOSF 等)也可以检出^[4-6, 13, 60]。但是,对海鸟在 POPs 的定向传输中的研究并未开展,可以预见的是,这些海鸟生活的海域位于工业和经济发达地区,海域的 POPs 污染已经很严重,必将通过食物链累积效应积累到海鸟体内,并最终可以通过海鸟的海陆传输特性,定向富集、转移到

陆地或海岛上的海鸟聚集区内,从而形成新的 POPs 污染点源.

(2) 候鸟

候鸟在中国境内有 3 条迁徙路径,第一条是东亚-澳大利亚迁徙路径,经过我国东部沿海;第二条路线是中亚迁徙路径,经过我国中部;第三条路线是东非-西亚迁徙路径,经过西藏、翻越喜马拉雅山、经过青藏高原等西部地区(图 2). 这些候鸟基本覆盖中国全境,一方面可以将中国境内的 POPs 污染物携带到俄罗斯、阿拉斯加等高纬地区,另一方面也可以从东南亚、日本、韩国等地搬运特定的 POPs 到中国境内. 研究候鸟在中国境内的跨纬度定向传输作用,并与其它研究成果结合,可以总体上描述候鸟对 POPs 的全球传输特性.

(3) 留鸟

尽管国内研究人员对 POPs 通过留鸟食物链的富集效应开展了一些研究^[60-62],但并未关注留鸟作为 POPs 的定向携带者在小区域内对 POPs 的定向传输的作用. 这些留鸟生活在湖泊、河口等水域,通过捕食、排泄、死亡等生物地球化学途径,将生活区域内的污染物,包括有 POPs,搬运、富集、沉积到陆地上或聚集区水域内. 由于水鸟通常处于食物链的顶端,其捕食的鱼类等食物也处于高营养级,通过食物链的传输、富集作用,鱼类的体内会富集其生活水域的 POPs,随后,水鸟捕食这些鱼类会将这些富集的 POPs 通过排泄物的形式转移到陆地或聚集区水域,同时,鸟类也会由于食物链的富集效应导致体内进一步累积 POPs,并通过排泄物、羽毛、鸟蛋壳、死亡等形式转移到陆地或聚集区水域,从而导致这些区域的水体、沉积物和植物、水生生物等显著富集 POPs,形成新的 POPs 点源,实现区域内的污染物再分配.

参 考 文 献

- [1] Patlak M. Estrogens may link pesticides, breast cancer [J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30(5): 210-211
- [2] Hoffman D J, Rattner B A, Scheunert I, et al. Environmental Contaminants//Shore RF, Rattner BA (Eds.), *Ecotoxicology of wild mammals*[M]. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, 2000; 1-37
- [3] Qian Y, Zheng M H, Zhang B, et al. Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China [J]. *Environ Monit Assess*, 2006, 116: 157-167
- [4] Guo Y, Yu H Y, Zeng EY. Occurrence, source diagnosis, and biological effect assessment of DDT and its metabolites in various environmental compartments of the Pearl River Delta, South China: A review [J]. *Environ Pollut*, 2009, 157: 1753-1763
- [5] An W, Hu J Y, Wan Y, et al. Deriving site-specific 2,2-bis(chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene quality criteria of water and sediment for protection of common tern populations in Bohai Bay, North China [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40(8): 2511-2516
- [6] Wang Y W, Wang T, Li A, et al. Selection of bioindicators of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in mollusks in the Chinese Bohai Sea [J]. *Environ Sci Technol*, 2008, 42(19): 7159-7165
- [7] Wu J P, Luo X J, Zhang Y, et al. Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China [J]. *Environ Pollut*, 2009, 157: 904-909
- [8] Harner T, Shoeib M, Kozma M, et al. Hexachlorocyclohexanes and endosulfans in urban, rural, and high altitude air samples in the Fraser Valley, British Columbia: evidence for trans-Pacific transport [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 724-731
- [9] Li Y F, Macdonald R W. Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect of pathway divergence on HCH trends in biota: a review [J]. *Sci Total Environ*, 2005, 342: 87-106
- [10] Cheng H R, Zhang G, Jiang J X, et al. Organochlorine pesticides, polybrominated biphenyl ethers and lead isotopes during the spring time at the Waliguan Baseline Observatory, northwest China: Implication for long-range atmospheric transport [J]. *Atmos Environ*, 2007, 41: 4734-4747
- [11] Li J, Zhang G, Gao L L, et al. Organochlorine pesticides in the atmosphere of Guangzhou and Hong Kong: Regional sources and long-range atmospheric transport [J]. *Atmos Environ*, 2007, 41: 3889-3903
- [12] 余刚,牛军峰,黄俊,等. 持久性有机污染——新的全球性环境问题 [M]. 北京: 科学出版社, 2005
- [13] Zeng E Y, Tao S. Environmental science and research in China: A snapshot of the current state [J]. *Environ Toxicol Chem*, 2008, 27(1): 1-3
- [14] Nizzetto L, Macleod M, Borga K, et al. Past, present, and future controls on levels of persistent organic pollutants in the global environment [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44: 6526-6531
- [15] Gouin T, Mackay D, Jones K C, et al. Evidence for the “grasshopper” effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants [J]. *Environ Pollut*, 2004, 128: 139-148
- [16] Blais J M, Schindler D W, Muir D C G, et al. Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada [J]. *Nature*, 1998, 395: 585-588
- [17] Blais J M, Macdonald R W, Mackay D, et al. Biologically mediated transport of contaminants to aquatic system [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(4): 1075-1084
- [18] Evensen A, Christensen G N, Skotvold T, et al. A comparison of organic contaminations in two high Arctic lake ecosystems, Bjørnøya (Bear Island), Norway [J]. *Sci Total Environ*, 2004, 318(1/3): 125-141

- [19] Evenset A, Carroll J, Christensen G N, et al. Seabird guano is an efficient conveyer of POPs to Arctic lake ecosystems [J]. Environ Sci Technol, 2007, 41(4): 1173-1179
- [20] Choy E S, Kimpe L E, Mallory M L, et al. Contamination of an Arctic terrestrial food web with marine-derived POPs transported by breeding seabirds [J]. Environ Pollut, 2010, 158(11): 3431-3438
- [21] Brimble S K, Foster K L, Mallory M L, et al. High Arctic ponds receiving biotransported nutrients from a nearby seabird colony are also subject to potentially toxic loadings of As, Cd, Zn [J]. Environ Toxicol Chem, 2009, 28(11): 2426-2433
- [22] Blais J M, Kimpe E, McMahon D, et al. Arctic seabirds transport marine-derived contaminants [J]. Science, 2005, 309(5733): 445
- [23] Michelutti N, Liu H J, Smol J P, et al. Accelerated delivery of PCBs in recent sediments near a large seabird colony in Arctic Canada [J]. Environ Pollut, 2009, 157(10): 2769-2775
- [24] Sun L G, Xie Z Q, Zhao J L. A 3,000-year record of penguin populations [J]. Nature, 2000, 407(6806): 858
- [25] Croxall J P, Trathan P N, Murphy E J. Environmental change and Antarctic seabird populations [J]. Science, 2002, 297: 1510-1514
- [26] Sun L G, Yin X B, Pan C P, et al. A 50-year record of DDTs and HCHs in lake sediments and penguin droppings on King George Island, Maritime Antarctic [J]. J Environ Sci-China, 2005, 17: 899-905
- [27] Roosens L, Brink N V D, Riddle M, et al. Penguin colonies as secondary sources of contamination with persistent organic pollutants [J]. J Environ Monit, 2007, 9: 822-825
- [28] Brooke M de L. The food consumption of the world's seabirds [J]. Proc R Soc B-Biol Sci, 2004, 271(suppl 4): S246-S248
- [29] Berthold B. Bird migration: a general survey [M]. Oxford University Press, 2001
- [30] Johnston D W. Decline of DDT residues in migratory songbirds [J]. Science, 1974, 186(4166): 841-842
- [31] Mora M A. Transboundary pollution: persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the Southwestern United States and Mexico [J]. Environ Toxicol Chem, 1997, 16(1): 3-11
- [32] Mora M A. Organochlorine pollutants and stable isotopes in resident and migrant passerine birds from Northwest Michoacan, Mexico [J]. Arch Environ Con Tox, 2008, 55: 488-495
- [33] Henny C J, Blus L J, Krynsky A J, et al. Current impact of DDE on black-crowned night-herons in the intermountain West [J]. J Wildlife Manage, 1984, 48: 1-13
- [34] Henny C J, Blus L J. Radiotelemetry locates wintering grounds of DDE-contaminated black-crowned night-herons [J]. Wildlife Soc Bull, 1986, 14: 236-241
- [35] Henny C J, Herron G B. DDE, selenium, mercury, and white-faced ibis reproduction at Carson Lake, Nevada [J]. J Wildlife Manage, 1989, 53: 1032-1045
- [36] Henny C J, Ward F P, Riddle K E, et al. Migratory peregrine falcons, *Falco peregrinus*, accumulate pesticides in Latin America during winter [J]. Cana Field Natural, 1982, 96: 333-338
- [37] Henny C J, Seegar W S, Maechtle T L. DDE decreases in plasma of spring migrant peregrine falcons [J]. J Wildlife Manage, 1996, 60: 342-349
- [38] Mora M A, Anderson D W. Seasonal and geographical variation of organochlorine residues in birds from Northwest Mexico [J]. Arch Environ Con Tox, 1991, 21: 541-548
- [39] Bartuszevigea A M, Capparella A P, Harper R G, et al. Organochlorine pesticide contamination in grassland-nesting passerines that breed in North America [J]. Environ Pollut, 2002, 117: 225-232
- [40] Capparella A P, Klemens J A, Harper R G, et al. Lack of widespread organochlorine pesticide contamination in South American resident passerines [J]. Bull Environ Con Tox, 2003, 70: 769-774
- [41] Harper R G, Frick J A, Capparella A P, et al. Organochlorine pesticide contamination in Neotropical migrant passerines [J]. Arch Environ Con Tox, 1996, 31: 386-390
- [42] Kunisue T, Minh T B, Fukuda K, et al. Seasonal variation of persistent organochlorine accumulation in birds from Lake Baikal, Russia, and the role of the South Asia region as a source of pollution for wintering migrants [J]. Environ Sci Technol, 2002, 36: 1396-1404
- [43] Schmutz J A, Trust K A, Matz A C. Red-throated loons (*Gavia stellate*) breeding in Alaska, USA, are exposed to PCBs while on their Asian wintering grounds [J]. Environ Pollut, 2009, 157: 2386-2393
- [44] Choi J W, Matsuda M, Kawano M, et al. Accumulation profiles of persistent organochlorines in waterbirds from an estuary in Korea [J]. Arch Environ Con Tox, 2001, 41: 353-363
- [45] Minh T B, Kunisue T, Yen N T H, et al. Persistent organochlorine residues and their bioaccumulation profiles in resident and migratory birds from North Vietnam [J]. Environ Toxicol Chem, 2002, 21(10): 2108-2118
- [46] Prudente M, Tanabe S, Kunisue T, et al. Accumulation of trace elements and persistent organochlorine in resident and migratory waders from Calatagan Bay, Philippines [J]. Coast Mar Sci, 2005, 29(2): 133-140
- [47] Tanabe S, Senthilkumar K, Kannan K, et al. Accumulation features of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in resident and migratory birds from South India [J]. Arch Environ Con Tox, 1998, 34: 387-397
- [48] Kunisue T, Watanabe M, Subramanian A, et al. Accumulation features of persistent organochlorines in resident and migratory birds from Asia [J]. Environ Pollut, 2003, 125: 157-172
- [49] Behrooz R D, Esmaili-Savi A, Ghasempouri SM, et al. Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl in feathers of resident and migratory birds of South-West Iran [J]. Arch Environ Con Tox, 2009, 56: 803-810
- [50] Kubiak T J, Harris H J, Smith L M, et al. Microcontaminants and reproductive impairment of the Foster's tern on Green Bay, Lake Michigan 1983 [J]. Arch Environ Con Tox, 1989, 18: 706-727
- [51] Van den Berg M, Craane L H J, Sinnige T, et al. The use of biochemical parameters in comparative toxicological studies with the cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the Netherlands [J]. Chemosphere, 1992, 25: 1265-1270

- [52] Yamashita N, Tanabe S, Ludwig J P, et al. Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and caspian terns (*Hydeoprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988 [J]. Environ Pollut, 1993, 79: 163-173
- [53] Giesy J P, Ludwig J P, Tillitt D E. Deformities in birds of the Great Lakes region: Assigning causality [J]. Environ Sci Technol, 1994, 28: 128-135
- [54] Walters D M, Fritz K M, Johnson B R, et al. Influence of trophic position and spatial location on polychlorinated biphenyl (PCB) bioaccumulation in a stream food web [J]. Environ Sci Technol, 2008, 42: 2316-2322
- [55] Ivanov V, Sandell E. Characterization of polychlorinated biphenyl isomers in Sovol and Trichlorodiphenyl formulations by high-resolution gas chromatography with electron capture detection and high-resolution gas chromatography-mass spectrometry techniques [J]. Environ Sci Technol, 1992, 26: 2012-2017
- [56] Voldner E C, Li Y F. Global usage of selected persistent organochlorines [J]. Sci Total Environ, 1995, 160/161: 201-210
- [57] Kannan K, Tanabe S, Giesy J P, et al. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in foodstuffs from Asian and Oceanic countries [J]. Rev Environ Con Tox, 1997, 152: 1-55
- [58] Guruge K S, Tanabe S, Fukuda M, et al. Accumulation pattern of persistent organochlorine residues in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan [J]. Mar Pollut Bull, 1997, 34: 186-193
- [59] Monirith I, Kunisue T, Iwata H, et al. Accumulation of persistent organochlorines in resident white-breasted waterhens (*Amaurorins Phoenicurus*) from Cambodia [J]. Mar Pollut Bull, 2003, 46: 1341-1358
- [60] Wan Y, Hu J Y, An W, et al. Congener-specific tissue distribution and hepatic sequestration of PCDD/Fs in wild herring gulls from Bohai Bay, North China: comparison to coplanar PCBs [J]. Environ Sci Technol, 2006, 40: 1462-1468
- [61] Fang L P, Zheng M H, Zheng B, et al. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in eggs of eight avian species from Dongting Lake, China [J]. Chemosphere, 2007, 69: 411-421
- [62] Luo X J, Zhang X L, Liu J, et al. Persistent halogenated compounds in waterbirds from an e-waste recycling region in South China [J]. Environ Sci Technol, 2009, 43: 306-311
- [63] 葛继稳. 湿地资源及管理实证研究——以“千湖之省”湖北省为例 [M]. 北京: 科学出版社, 2007: 134
- [64] Hua X M, Shan Z J. Production and application of pesticides and factor analysis for their pollution in environment in China [J]. Advan Environ Sci, 1996, 2: 33-45
- [65] 陈水华. 中国海域繁殖海鸟的现状与保护 [J]. 生物学通报, 2010, 45(3): 1-4

TRANSPORTATION OF PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS (POPs) BY BIRDS

YUAN Linxi QI Shihua

(School of Environmental Studies, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan, 430074, China)

ABSTRACT

Traditionally, there are two ways for persistent transportation of organic pollutants (POPs). One is the atmospheric transportation pathway, including Long-Rang Atmospheric Transportation (LRAT), Grasshopper Effect, Mountain Cooling Effect. The other is the aquatic transportation pathway, including water runoff transportation and oceanic current transportation. However, the biovector transport by birds could be an important part of the third pathway-biological transportation because of their huge populations, obvious bio-magnification, and extensive migration. Seabirds could transport the marine-derived POPs to the land, migratory birds could redistribute the POPs in their flyways, and resident birds could form new point-sources pollution regionally. It is believed that the birds could play an important role in the global transportation and distribution of POPs. Furthermore, under global warming and environmental change, the habitats or the migratory routes of seabirds, migratory birds and resident birds had notably changed or will remarkably change. These changes will redistribute the POPs in the world to bring new environmental issues. This review will give a relatively comprehensive knowledge on the POPs transportation and distribution, and provide some ideas to carry out related studies in China.

Keywords: seabird, migratory bird, resident bird, persistent organic pollutants (POPs), transportation pathways.